Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola

Estudio de la erosión química en suelos afectados por incendios forestales en el noroeste de España

Study of chemical erosion in soils affected by forest fires in NW Spain

José Javier Cancelo González

DIRECTORES:

Francisco Díaz-Fierros Viqueira
Manuel Alí Álvarez Enjo

SANTIAGO DE COMPOSTELA
2012

Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola

D. Francisco Díaz-Fierros Viqueira, Catedrático Emérito de la Universidade de Santiago de Compostela, del Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, de la Facultade de Farmacia, y **D. Manuel Alí Álvarez Enjo**, Doctor Ingeniero Hidrólogo,

INFORMAN:

Que la presente memoria, titulada: **"Estudio de la erosión química en suelos afectados por incendios forestales en el noroeste de España" (*Study of chemical erosion in soils affected by forest fires in NW Spain*)** que presenta **D. José Javier Cancelo González** para optar al grado de Doctor, reúne todos los requisitos y condiciones necesarias como trabajo de Tesis Doctoral.

Y para que conste, damos el visto bueno para su presentación ante la Comisión de Doctorado de la Universidade de Santiago de Compostela.

En Santiago de Compostela, a 26 de Abril de 2012.

Dr. Francisco Díaz-Fierros Viqueira **Dr. Manuel Alí Álvarez Enjo**

Este trabajo fue financiado por:

La Dirección Xeral de Ordenación e Calidade do Sistema Universitario de Galicia, Consellería de Educación e Ordenación Universitaria, Xunta de Galicia, Bolsa de Nova Adxudicación para estudos de terceiro ciclo.

El Ministerio de Educación y Ciencia (MEC), en el marco de las Becas de Postgrado para la Formación de Profesorado Universitario (FPU) Referencia: AP2006-03856.

A la memoria de mis padres
A mis hermanas
A mis tías

Agradecimientos

Quiero agradecer en primer lugar al Profesor Francisco Díaz-Fierros por todo el conocimiento, paciencia y tiempo que me ha dedicado durante estos años. Además de expresarle mi máxima admiración como científico y como persona.

A Manuel Alí Álvarez Enjo por el apoyo brindado a lo largo de este tiempo, por guiarme y asesorarme en mis primeros pasos en el mundo de la hidrología.

A la Profesora María Teresa Barral por la confianza y el apoyo brindado en esta última etapa.

A Mitas por su inestimable e incondicional ayuda, y por estar ahí día a día desde el momento en que decidí emprender este camino.

A todos los profesores y compañeros del Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, en especial a los de la Facultad de Farmacia, por vuestros consejos y ayuda.

A todas aquellas personas que aunque no están relacionadas con el mundo de la investigación contribuyeron durante todo este tiempo a que cumpliese esta meta.

Javier Cancelo

Índice

Índice ..... **I**

Resumen / Summary ..... **V**

1.- Introducción **1**

1.1.- El agua superficial. 3

1.2.- Características fisicoquímicas de las aguas superficiales. 4

1.2.1.- Calidad natural de las aguas superficiales 4

1.2.2.- Influencia de los factores ambientales sobre la composición química de las aguas naturales. 6

1.2.2.1.- Influencia del material geológico. 6

1.2.2.2.- Influencia de la climatología. 8

1.2.2.3.- Influencia del suelo y de los procesos de formación del suelo. 9

1.2.2.4.- Influencia humana. 9

1.2.2.5.- Influencia de los factores bioquímicos. 10

1.3.- El ciclo del agua. 11

1.4.- Sistemas fluviales de Galicia. 13

1.5.- El fuego y los incendios forestales. 14

1.5.1.- Efectos ecológicos de los incendios forestales. 16

1.5.2.- Temperaturas alcanzadas por el suelo en incendios forestales. 17

1.5.3.- Efectos de los incendios forestales sobre el suelo. 18

1.5.3.1.- Repelencia al agua. 19

1.5.3.2.- Materia orgánica. 20

1.5.4.- Efectos de los incendios forestales sobre la vegetación. 21

1.5.5.- Efectos de los incendios forestales sobre la atmósfera. 22

1.5.6.- Efectos de los incendios forestales sobre el agua. 23

1.5.7.- Efectos de los incendios forestales sobre los componentes del ciclo hidrológico. 29

1.5.8.- Los incendios forestales en Galicia. 30

2.- Justificación y objetivos **33**

3.- Materiales y métodos **39**

3.1.- Zona de estudio. 41

3.1.1.- Localización. 41

3.1.2.- La zona de estudio en el marco de Galicia-Costa. 41

3.1.3.- Descripción de los incendios que afectaron la zona de estudio. 43

3.1.4- Cuencas de estudio. 44

3.1.4.1.- Ubicación. 44

3.1.4.2- Características morfométricas. 44

3.1.5- Clima. 46

3.1.6.- Usos del Agua. 48

3.1.7.- Hábitats, flora y fauna. 48
3.1.7.1.- Espacios naturales protegidos en Galicia. 48
3.1.7.2.- Red Natura 2000 48
3.1.8.- Usos del suelo. 49
3.1.9.- Geología. 52
3.2.- Tratamiento de la información cartográfica. 54
3.3- Análisis hidrológico. 56
3.3.1- Datos climatológicos. 56
3.3.2.- Hidrometría. 57
3.3.2.1.- Caudal. 57
3.3.2.2.- Método de medición del caudal. 57
3.3.2.3.- Medición de la velocidad. 59
3.3.2.4.- Métodos de medición de la velocidad media en la vertical. 59
3.3.2.5.- Estaciones hidrométricas. 60
3.3.2.6.- Curva de gastos. 61
3.3.2.7.- Extrapolación de la curva de gastos. 62
3.3.2.8.- Curvas de duración de caudales 63
3.3.2.9.- Relación entre el caudal y el área de la cuenca. 64
3.3.2.10.- Análisis de los hidrogramas anuales 65
3.3.2.11.- Índice de precipitación antecedente (IPA). 65
3.4.- Calidad química de las aguas. 66
3.4.1.- Análisis de campo. 66
3.4.2.- Análisis de laboratorio 66
3.5.- Análisis de los suelos sometidos a tratamientos térmicos. 69
3.6- Simulación a nivel de microcosmos. 71
3.6.1.- Cajas lisimétricas. 71
3.6.2- Muestras de suelo 71
3.6.3.- Tratamientos térmicos. 72
3.6.4.- Simulaciones de lluvia y obtención de las escorrentías generadas. 73
3.6.5.- Mediciones de color. 74
3.7.- Tratamiento estadístico de los datos. 77
3.7.1.- Análisis estadísticos de los datos climatológicos. 77
3.7.2.- Análisis de la frecuencia de la precipitación. 78
3.7.3.- Análisis estadísticos de los datos experimentales 79
4.- Resultados y discusión 81
4.1.-.Análisis hidrológico de las cuencas de estudio. 83
4.1.1.- Precipitación. 83
4.1.1.1.- Régimen histórico de precipitación en la zona de estudio. 83
4.1.1.2- Precipitación media de las cuencas de estudio. 85
4.1.1.3.- Análisis de frecuencia de la precipitación anual 85
4.1.2.- Hidrometría. 87

4.1.2.1- Aforos realizados. 87
4.1.3.- Escorrentía anual. 92
4.1.3.1.- Caudales máximos y medios. 92
4.1.3.2.- Caudales mínimos 93
4.1.3.3.- Coeficientes de escorrentía. 94
4.1.3.4.- Comparación de la distribución mensual de las láminas de escorrentía en las cuencas Río Maior y Arestiño. 95
4.1.4- Curvas de duración de caudales. 96
4.1.5.- Las aguas subterráneas. 97
4.1.5.1- Relaciones entre la componente basal y superficial. 97
4.1.5.2- Análisis de la componente basal y superficial. 99
4.1.6.- Discusión general. 101

4.2.- Efecto de los incendios forestales en la química del agua de pequeñas cuencas del noroeste de España. 103
4.2.1- Evolución de los parámetros medidos en cada una de las cuencas. 105
4.2.1.1.- Cuenca Rego dos Muiños (C1). 106
4.2.1.2- Cuenca Rego Botireiro (C2). 109
4.2.1.3.- Cuenca Rego dos Feales (C3). 113
4.2.1.4.- Cuenca Río Mallou (C4). 117
4.2.1.5.- Cuenca Río de Pedrafigueira (C5). 120
4.2.1.6.- Cuenca Río Valdebois (C6). 124
4.2.1.7.- Cuenca Río Maior (C7). 128
4.2.1.8.- Cuenca Río Arestiño (C8). 132
4.2.2.- Comparación de los resultados obtenidos en la composición química del agua entre las cuencas quemadas y no quemadas. 137
4.2.2.1.- Cuencas ubicadas en el Concello de Carnota. 137
4.2.2.2.- Cuencas ubicadas en el Concello de Muros y Outes. 153
4.2.2.3.- Comparación de las pérdidas de nutrientes en las cuencas analizadas durante los períodos 2005-2007 y 2007-2009. 159
4.2.2.4.- Discusión general. 160

4.3.- Simulación a nivel de microcosmos de las condiciones de un incendio forestal en muestras de suelo inalteradas, y de las condiciones naturales que los afectan post incendio con ayuda de un simulador de lluvia. 162
4.3.1.- Cantidad de calor aportada al suelo.. 162
4.3.2.-Tratamientos térmicos y curvas de calentamiento. 163
4.3.3.- Medición del color en suelos sometidos a tratamientos térmicos: Estimación de la temperatura alcanzada. 164
4.3.4.- Efectos de los tratamientos térmicos en la disponibilidad de los cationes (Na^+, K^+, Ca^{+2}, Mg^{+2}). 166
4.3.5.- Efectos de los tratamientos térmicos en la disponibilidad de nitrógeno. 181
4.3.6.- Efectos de los tratamientos térmicos sobre la conductividad eléctrica de los lixiviados generados durante las simulaciones de lluvia. 187

4.3.7. Efectos de los tratamientos térmicos en la concentración de hidrogeniones de los lixiviados generados durante las simulaciones de lluvia. 190
4.3.8- Discusión general. 194

5.- Conclusiones / Conclusions 197

6.- Bibliografía 207

7.- Anexos 223

Anexo I: Aforos realizados durante el período de observaciones. 225

Anexo II: Niveles medios diarios registrados durante los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11. 237

Anexo III: Caudales medios diarios registrados durante los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11. 243

Anexo IV: Resultados analíticos de la composición química del agua en las secciones de control de cada una de las cuencas. 249

Anexo V: Resultados analíticos de la composición química de los lixiviados generados en la simulación en microcosmos. 252

Anexo VI: Descripción de los métodos estadísticos utilizados. 256

Resumen / Summary

Resumen

Los incendios forestales constituyen uno de los problemas ambientales más importantes de los últimos tiempos en Galicia, ganando aun más relevancia si se toma en cuenta que los fuegos ocurridos en el territorio gallego representaron el 53% de los ocurridos en todo el Estado español en el período 1991-2004 (Vega, 2007). Esta cifra es aun más alarmante si se considera que la zona forestal de esta comunidad autónoma representa el 16% de toda España. Galicia y Portugal son los dos territorios de la Unión Europa con mayor incidencia del fuego, y se encuentran entre las zonas del mundo con mayor número de incendios por hectárea y habitante. Los efectos de los incendios forestales, a parte de las cuantiosas pérdidas económicas directas que generan, deterioran de forma muy notable la calidad del aire, el agua y el suelo. En relación con el agua, los aportes de sedimentos y nutrientes, con las primeras lluvias del otoño, constituyen uno de los impactos más importantes que reciben los ecosistemas acuáticos, teniendo en cuenta, sobre todo, que se producen en épocas donde los caudales son todavía muy bajos y, por tanto, los efectos de los aportes exógenos son más graves.

Los estudios de pérdida de nutrientes por lavado en el suelo como consecuencia de los incendios se pueden realizar a diferentes escalas de estudio: a) en el laboratorio, utilizando columnas de lavado sobre suelos sometidos a determinados choques térmicos (Soto & Díaz-Fierros, 1993), b) en el campo, a nivel de perfil, horizonte o capa de suelo, analizando los cambios en la forma y contenido de los nutrientes del suelo (De Ronde, 1990), c) en parcela experimental, del tipo parcelas USDA de 2x20 metros (Díaz-Fierros, 1990) o de otros tamaños (Cerdà *et al*., 2010). La variante de utilizar simuladores de lluvia permite realizar un mejor control de la precipitación, aunque las parcelas, por cuestiones prácticas, son siempre de menor tamaño. Y d) en cuencas, sobre todo de tipo pareado, donde los controles sirven como referencia para los cambios generados por el fuego (Tiedemann *et al*., 1979; Martin *et al*., 2000; Ranalli, 2004; Rhoades, 2011). Sin duda, los estudios en cuencas son los de referencia para este tipo de problemas, aunque dado el elevado número de factores que deben ser considerados en estos procesos (tipo de cuenca, climatología, usos del suelo, características del incendio, etc.) pocas veces se puede llegar a inferir con seguridad todas las relaciones causales que intervienen en el lavado de nutrientes en el suelo. En este sentido, los estudios de laboratorio, en microcosmos controlados, pueden ser una herramienta útil para establecer en una primera etapa de cuáles pueden ser los mecanismos fundamentales que intervienen en el lavado de nutrientes como consecuencia del fuego.

Este trabajo parte de la idea de que las cuencas fluviales afectadas por incendios forestales experimentan alteraciones que en la mayor parte de los casos dan origen a cambios en la composición química de sus aguas (Tiedemann *et al*., 1979; Ranalli, 2004) y en los procesos

hidrológicos (DeBano *et al.,* 1970; Díaz-Fierros *et al*., 1987, Soto *et al*., 1994; Martin & Moody, 2001, Fernández *et al*., 2005, Shaksesby & Doerr, 2006). El incremento de las escorrentías superficiales que se favorece por la pérdida de vegetación y la formación de capas hidrófobas en el suelo tras el fuego (Debano, 2000; Shakesby, 2011) incrementa los aportes químicos particulados y, en general, el lavado de las sustancias acumuladas en la superficie del suelo. Este conjunto de procesos, complejos y variados, actuando simultáneamente sobre los mecanismos de transporte de las sustancias químicas hacia los cauces da origen a cambios en la composición del agua que están muy lejos de ser homogéneos.

El principal objetivo de esta tesis doctoral es estudiar el efecto de los incendios forestales en suelos muy ricos en materia orgánica, así como de reacción ácida, que de acuerdo con la bibliografía, presentan diferencias con la mayoría de otros tipos de suelos en la composición del agua de las cuencas afectadas. La mayoría de las cuencas quemadas que se han estudiado con estas características corresponden a climas boreales (Bayley *et al*., 1992 y McEachern *et al.*, 2000), mientras que los considerados en este estudio corresponden a un clima templado, por lo que su estudio aporta datos importantes para completar el conocimiento de los efectos de los incendios ocurridos en este tipo de suelos sobre la composición química del agua y sus propiedades físico-químicas.

Se ha acotado el campo de investigación al estudio de la composición química del agua de cuencas afectadas por incendios forestales, así como su repercusión sobre la hidrología de las mismas, en tres líneas de investigación:

1.- Repercusión de los incendios forestales en los procesos hidrológicos.

Se realizó un análisis hidrológico de dos cuencas pareadas con el fin de conocer los distintos procesos relacionados con los caudales circulantes y las posibles afecciones en los coeficientes de escorrentía producidas por un incendio ocurrido en el verano del 2007 que afectó a una de las cuencas en un 50%.

A partir de los resultados obtenidos, podemos distinguir dos procesos que pueden explicar las diferencias que se presentan entre la cuenca quemada y no quemada tras su análisis hidrológico. El primero de ellos es derivado de los cambios que experimenta el suelo tras el incendio (Shaksesby & Doerr, 2006), y que han sido ampliamente estudiados, como son los cambios en la tasa de infiltración (DeBano *et al.,* 1970; Díaz-Fierros *et al*., 1987; Soto *et al*., 1994; Martin & Moody, 2001), estabilidad estructural de los agregados (Fernández *et al*., 2005), repelencia al agua (Doerr *et al*., 2006) etc. El segundo, es resultado de las alteraciones ocurridas en la cubierta vegetal, con consecuencias directas sobre la evapotranspiración que disminuye sensiblemente, y sobre la rugosidad del territorio con afectación en la escorrentía superficial.

El análisis comparativo de la evolución de las láminas de escorrentía mensuales muestra que durante los meses de mayor precipitación éstas son superiores en la cuenca quemada durante los dos primeros años, y que durante el tercero se igualan prácticamente al de la no quemada. El cálculo de los coeficientes de escorrentía anuales vuelve a ratificar este hecho, mostrando que las diferencias entre los coeficientes que se presentan en ambas cuencas, durante los dos primeros años hidrológicos, se igualan en el último año, hecho que se podría justificar en ambos casos por la regeneración de la vegetación tras el incendio (Inbar *et al.,* 1998). Esta recuperación de la vegetación arbórea como es el caso de los matorrales (presencia de más de un 50% en la cuenca quemada), se debe a que éstos poseen mecanismos naturales de regeneración que dependiendo de la intensidad del incendio y del ecosistema afectado, pueden tardar entre 1 y 5 años (Casal *et al*., 1984).

La escorrentía superficial determinada en las cuencas analizadas por un método de separación de flujo (HYSEP, Sloto & Crouse, 1996) muestra que, en la cuenca quemada sólo se presenta ligeras diferencias atribuibles al incendio en su evolución, en comparación a la no quemada. Este hecho quizás se deba al efecto barrera de la vegetación de ribera no afectada por el incendio o a la necesidad de un análisis a menor escala que permita describir con más detalle su comportamiento (análisis de eventos individuales).

En el caso de las escorrentía basal, la cuenca quemada refleja que el incendio forestal afectó netamente al comportamiento de las misma. Este hecho se presenta de manera más evidente durante las épocas de estiaje y más acentuada durante el primer año de estudio, donde el caudal base de la cuenca quemada es muy superior al de la no quemada. La evolución de las relaciones de las componentes basales durante las épocas de estiaje en ambas cuencas muestra que éstas van disminuyendo en el segundo año hasta igualarse en el último. Existen trabajos como los de Soto & Díaz-Fierros (1997) donde estudiando parcelas quemadas y no quemadas, se observan excesos de flujo subsuperficial en las parcelas quemadas, hecho que se justifica por la menor evapotranspiración y así por las recargas de los flujos subsuperficiales (Smakthin, 2001).

En general, la intensidad alta del incendio, puede justificar también la respuesta hidrológica que presenta la cuenca quemada con respecto a la no quemada. Estudios como los de Soto *et al.*(1994); Úbeda & Sala (1998); Ferreira *et al.* (2005) y González-Pelayo *et al*. (2006) muestran siempre mayores escorrentías en zonas quemadas de intensidad media a alta.

2.- Efecto de los incendios forestales sobre la composición química de las aguas superficiales.

Para estudiar el efecto de los incendios forestales en la química del agua se analizaron los efectos de tres incendios ocurridos durante los veranos de los años 2005, 2006 y 2007, y que afectaron en diferentes proporciones a las cuencas de estudio. Para un análisis más estructurado de las afecciones de los incendios en las diferentes cuencas se realizó: a) una comparación de tres cuencas quemadas durante el verano de 2005, y tres no quemadas de la misma zona y de iguales características, para establecer los posibles efectos del incendio en la química del agua a partir de las diferencias que se presentan entre ambos grupos de cuencas, b) una descripción y análisis de la evolución de la química del agua de una cuenca antes y después de haber sido afectada por un incendio forestal en el verano de 2006, y que servía de blanco de referencia de las cuencas afectadas por el incendio de 2005, c) un análisis de la evolución de la química del agua de dos cuencas pareadas, de las cuales una de ellas fue afectada por un incendio forestal durante el verano de 2007.

Los resultados obtenidos permiten establecer que los incendios forestales ocurridos en la zona de estudio durante los años 2005, 2006 y 2007 repercutieron en la composición química del agua de las cuencas afectadas, y que este efecto puede mantenerse en el agua en algunos casos hasta los dos años después durante los cuales se realizó el seguimiento de las mismas.

En el caso de las cuencas afectadas por los incendios de 2005 y 2006, se puede observar que la intensidad del incendio, clasificado de moderado a fuerte (Chandler *et al.,* 1983), y el pequeño tamaño de la cuenca probablemente justifiquen su fuerte respuesta química en el agua. Los parámetros de calidad del agua (pH, conductividad eléctrica, concentración de nitrógeno y cationes) reflejan de manera general que los incendios que afectaron a las cuencas ubicadas en una zona de suelos forestales ácidos, de clima templado-húmedo, y con elevados contenidos en materia orgánica, presentan cambios significativos en comparación con las cuencas que no sufrieron el efecto de los incendios. La mayor parte de los parámetros (conductividad eléctrica, nitrógeno y cationes) experimentan incrementos de 1.5 a 5 veces en las cuencas quemadas frente a las concentraciones de las que no experimentaron el efecto del fuego. Estos incrementos son consecuencia, en primer lugar, de la movilización de nutrientes que se produce en el suelo y la vegetación quemada como consecuencia del incendio que por su severidad tiene efectos importantes sobre estos procesos. Pero también se observa que las lluvias copiosas de la zona y su proximidad al mar pueden aportar un suplemento de determinados iones (Cl^-, SO_4^{-2}, $Na^{+,}$ Mg^{+2}, etc.) en los suelos quemados donde la cobertura vegetal fue total o parcialmente eliminada. Estos incrementos en la concentración de nutrientes y en la conductividad eléctrica de las cuencas quemadas se mantienen, con ligeros descensos, al cabo de los dos años de estudio, situación similar a la de muchos estudios donde la

severidad del incendio fue de estas características o superiores (Tiedemann *et al*., 1979; Gluns & Toews, 1989; Bayley *et al*., 1992; Gerla & Galloway, 1998).

El dato más singular de este estudio aparece en la disminución del pH del agua de las cuencas quemadas, atribuible al desplazamiento de hidrogeniones en el complejo de cambio y a la materia orgánica disuelta en el agua o a la oxidación del amonio a nitratos. En la mayor parte de los estudios sobre cuencas quemadas se observa lo contrario (incrementos en el pH). Solamente existen algunos datos en la bibliografía de cuencas quemadas de climas más fríos o de incendios en humedales (Bayley *et al*., 1992; McEachern *et al*., 2000) donde se observa también esta disminución en el pH del agua.

En último lugar, en el caso de las cuencas pareadas analizadas, éstas muestran que la disposición espacial del incendio en una cuenca puede tener o no influencia en la hidroquímica de los ríos, pudiendo disminuir la respuesta del efecto del incendio cuando existe un filtro verde que separa la zona quemada de los flujos de agua. Diferentes trabajos publicados muestran que puede existir una gran variabilidad de la respuesta química de los ríos dependiente de la intensidad de la quema, el tipo de suelo, la pendiente, etc. (Knighton, 1977; Schinder *et al*., 1980). En este caso en particular la vegetación puede ejercer un efecto barrera que impide que el material generado por el incendio llegue al cauce del río (Vitousek & Reiners, 1975; Chapin, 1980).

Finalmente, en relación con las alteraciones de la calidad del agua, tanto continental como marina, se estima que los cambios negativos introducidos en la composición química del agua por los incendios, a pesar de su duración en el tiempo, deben de tener poca influencia sobre las comunidades bióticas previsiblemente afectadas (Rieman & Clayton, 1997; Gresswell, 1999; Rinne & Carter, 2003).

3.- Simulación a nivel de microcosmos de las condiciones de un incendio forestal en muestras de suelo inalteradas, y de las condiciones naturales que los afectan post incendio con ayuda de un simulador de lluvia.

Para llevar a cabo el análisis en microcosmos, se emplearon grandes muestras de un Umbrisol léptico recogidas en condiciones naturales, que fueron sometidas en laboratorio a choques térmicos y a un proceso de lavado mediante lluvia simulada. De esta forma, al controlar los factores, tipo de fuego y precipitación, se crearon condiciones experimentales adecuadas para un análisis detallado de los principales procesos implicados. Se diseñaron cajas de acero inoxidable que permitieron la recogida del agua de escorrentía de dos formas, en primer lugar el agua que constituye la escorrentía superficial o escorrentía directa y el agua de infiltración o drenaje que constituye la escorrentía subsuperficial**.** Para una descripción más detallada de los choques térmicos, y para determinar la ideonidad del uso de la medida del color como indicador

de su intensidad, se llevaron a cabo medidas individuales de color en la superficie de cada muestra de suelo.

Se realizaron dos experiencias de simulación de lluvia consecutivas, cada una totalizando 150 mm de lluvia, separadas entre sí por un intervalo de 15 días. Durante las simulaciones de lluvia se recolectaron las aguas superficiales y de drenaje de las seis cajas lisimétricas, determinando su composición cada 300ml de agua recogida. Los suelos fueron analizados antes del choque térmico y después de las dos secuencias de simulación de lluvia.

El estudio del empleo del color como indicador de la intensidad del calentamiento del suelo mostró que los parámetros de color *Hue* Munsell y h_{ab} CIELAB son los que marcan la diferencia entre incendios de intensidad baja (200-220ºC) y moderada (410-430ºC). A este respecto los resultados son muy prometedores y los futuros estudios irán dirigidos al establecimiento de intervalos más estrechos de temperatura que permitan obtener información acerca de los cambios en los compuestos de hierro, que serán completados con datos físicos, químicos y mineralógicos.

En la caracterización del choque térmico sobre el suelo es importante considerar además de la temperatura, que se mostró como insuficiente para explicar la respuesta del suelo, la cantidad de calor aportada que, entre otros parámetros, está fuertemente influida por su contenido de humedad. La utilización de los grados-hora acumulados a diferentes profundidades ofrece un método sencillo para estimar la cantidad de calor aportada al suelo por un incendio.

Las experiencias de simulación de lluvia muestran que dos episodios de simulación, cada uno de 150mm., son suficientes para lavar la mayor parte de los cationes liberados por el choque térmico. Incluso, para los cationes divalentes, bastaría con un primer episodio para lavar más del 75% de los cationes. Se aprecian diferencias significativas en la respuesta de los cationes al lavado después de choques térmicos de severidad creciente. Los monovalentes comienzan a incrementar su lavado de forma neta a partir de los 200ºC y los 67.59 grados-hora, mientras que los divalentes lo hacen a partir de los 220ºC y los 194.62 grados-hora. En general, a medida que se incrementa la severidad del choque térmico, dentro de los niveles analizados en este estudio, aumenta la cantidad de cationes lavados. Sin embargo, en condiciones intermedias de severidad se aprecia una disminución del lavado, que es más acusada en los monovalentes. Este hecho, reseñado ya por otros autores (Giovannini *et al*., 1990; Soto & Díaz-Fierros, 1993;), precisa mayores estudios para un mejor conocimiento de sus causas.

Expresadas las pérdidas de cationes por lavado en kg/ha se encuentra que estos valores oscilan de 3.6 a 61.6, no alejándose demasiado en orden de magnitud, a las pérdidas registradas en la bibliografía. Desde un punto de vista aplicado, estas pérdidas, no parecen revestir graves problemas para el medio acuático. Sin embargo, sus consecuencias sobre la

fertilidad del suelo son importantes pues suponen reducciones en los cationes de cambio del orden del 80%.

La determinación de nitrógeno en los lixiviados generados, muestra que, el calor aportado al suelo probablemente influye en el incremento de sus pérdidas, que se presentaron a partir de los 200ºC y 67 grados-horas con 150mm de lluvia simulada. Este hecho fue corroborado en los suelos sometidos a temperaturas similares (410 y 430ºC) y con grados-hora aportados distintos (278 y 470) y en los que se registraron pérdidas superiores (1.6 veces) en los lixiviados generados con mayor grado de calor aportado. De todas formas este comportamiento tendría que ser motivo de un estudio más detallado que permitiera afirmar que a diferentes grados de calor hora y con el uso de lámparas de infrarrojos se producen estas pérdidas.

En el caso de la conductividad y el pH se observa un comportamiento dependiente de la temperatura aplicada al suelo, detectándose aumentos de estos parámetros conforme aumenta la temperatura a la que fue sometido. Un aspecto de gran interés es la respuesta del pH, cuyo incremento estaría en contradicción con los valores determinados en las cuencas analizadas en este estudio. Este comportamiento puede llevar a pensar que quizás no se puedan reproducir en laboratorio todas las condiciones que hacen que el pH de los suelos ácidos ricos en materia orgánica de zona templada húmeda, no aumente o presente valores inferiores por efecto del fuego.

Los resultados obtenidos permitieron determinar que la utilización de lluvia simulada, en el laboratorio, sobre grandes muestras de suelos tomadas con preservación de sus condiciones naturales, se muestra como un procedimiento muy útil para estudiar los procesos de lavado de sustancias en suelos sometidos a choque térmicos similares a los que se producen en los incendios forestales. Las posibilidades de control de la lluvia y de la severidad del fuego, así como el mantenimiento de unas condiciones similares a las naturales, lo sitúan en una posición intermedia entre los clásicos estudios de laboratorio y los estudios de campo con parcelas. Este método, puede ofrecer en el futuro amplias posibilidades de investigación, hasta ahora muy poco exploradas.

.

Summary

The high incidence of forest fires in the autonomous region of Galicia (NW Spain) is currently one of the most important environmental problems affecting the area. The forest fires that occurred in the region in the period 1991-2004 represented 53% of all such fires in the whole of Spain (Vega, 2007). This is particularly alarming when we consider that the forest area in Galicia represents 16% of the entire forest area in Spain. The highest incidence of forest fires within the European Union occurs in Galicia and Portugal; the incidence of forest fires in these regions, expressed per hectare and habitant, is also amongst the highest in the world. Apart from the huge economic losses that they generate, forest fires also affect the quality of the air, water and soil. Inputs of sediments and nutrients to surface waters with the first autumnal rains have large impacts on aquatic ecosystems, especially as the rains occur during periods of low flow when exogenous inputs exert maximal effects.

Studies of nutrient leaching caused by forest fires can be carried out at different levels: a) in the laboratory, by using column leaching tests with soils subjected to thermal shocks (Soto & Díaz-Fierros, 1993); b) in the field, at the level of profile, horizon, or soil layer, by analyzing the changes in the form and content of soil nutrients (De Ronde, 1990), c) in experimental plots, e.g. USDA plots of size 2x20 metres (Díaz-Fierros *et al*., 1990) or other sizes (Cerdà *et al*., 2010). Use of rainfall simulators allows the amount and intensity of rainfall to be controlled, although for practical reasons only small plots can be used; and d) in river basins - mainly using paired catchments, which are particularly suitable for this type of study and in which the control (unburned) catchment acts as reference with which to compare the changes generated by fire (Tiedmemann *et al*., 1979; Martin *et al*., 2000; Ranalli, 2004; Rhoades *et al*., 2011). Catchment studies are without a doubt the best way of investigating this type of problem. However, given the large number of factors that must be considered in such studies (type of catchment, climate, soil use and soil type, fire characteristics, etc.), it is difficult to establish the causal relationships involved in cation leaching to surface waters. In this sense, laboratory studies in controlled microcosms represent a useful preliminary tool for establishing the basic mechanisms involved in cation leaching caused by fire.

Catchments affected by forest fires undergo alterations that usually give rise to changes in the chemical composition of the surface waters (Tiedemann et al. 1979; Ranalli, 2004) and changes in hydrological processes (DeBano *et al*., 1970; Díaz-Fierros *et al*., 1987, Soto *et al*., 1994; Martin & Moody 2001, Fernández *et al*., 2005, Shaksesby & Doerr, 2006). Surface runoff is favoured by the loss of vegetation and by the formation of hydrophobic layers on the soil after fire (Debano, 2000; Shakesby, 2011); this increases the inputs of particulate chemicals and leaching of substances that accumulate on the soil surface. The combination of several complex

processes, which act simultaneously on the mechanisms of transport of chemical substances to the river, gives rise to highly variable changes in the composition of the water.

The main objective of this doctoral research was to investigate the effects of forest fires on a river basin with an acid organic-rich soil. The effects are expected to be different from those in catchments predominated by other types of soil. Other studies of this type (i.e. of burnt forest catchments of these characteristics) have been carried out in the boreal climate zone (Bayley *et al*., 1992 and McEachern *et al*., 2000), whereas the present study was carried out in a temperate area. Therefore, the present study provides further information as regards the effects of fire on the chemical composition and physicochemical properties of surface waters in forest catchments.

The research encompassed study of the chemical composition of the surface waters in catchments affected by forest fires and study of the hydrology of the waters. Three main aspects were considered:

1.- Effects of forest fires on hydrological processes.

Hydrological studies were carried out in two catchments (burnt and unburned), to determine the processes related to the streamflow changes and the possible effects on the runoff coefficients produced by a forest fire in the summer of 2007, which affected 50% of the area of one of the catchments.

The results obtained from the hydrological study distinguished two processes that may explain the differences between the burnt catchment and the unburned catchment. The first of these concerns the changes that soil undergoes following fire (Shaksesby & Doerr, 2006). Such changes, which have been widely studied, include changes in the infiltration rates (DeBano *et al*., 1970; Díaz-Fierros *et al*., 1987; Soto *et al*., 1994; Martin & Moody, 2001), changes in the structural stability of the aggregates (Fernández *et al*., 2005), and changes in water repellency (Doerr *et al*. 2006). The second process occurs as a result of alterations in plant cover, which lead to marked decreases in evapotranspiration, and in the roughness of the terrain, which affects surface runoff.

Comparative analysis of the changes in the monthly streamflow values revealed that during the wettest months, the runoff was higher in the burnt catchment during the first two years, and was very similar in both catchments during the third year. Calculation of the annual runoff coefficient confirmed these findings and showed that the differences between the coefficients in the catchments were negligible in the final year. In both cases, this can be explained by regeneration of the vegetation after fire (Inbar *et al*., 1998). Recovery of forest vegetation, such as shrub (with a presence of more than 50% in the burnt catchment), was due to natural

processes of regeneration, which may take between 1 and 5 years depending on the intensity of the fire and the type of ecosystem affected (Casal *et al*., 1984).

Comparison of surface runoff in both catchments estimated from the hydrograph separation (Sloto & Crouse, 1996) shows that only slight changes in the surface runoff in the burnt catchment could be attributed to the fire. This finding may be explained either by the barrier effect of the unburned riparian vegetation or by the need for a more detailed analysis at event scale.

The baseflow in the burnt catchment was clearly affected during periods of low flows, and the effects were even greater during the first year when the baseflow was higher than in the unburned catchment. The baseflow ratio during the low flow in both catchments decreased during the second year, until reaching the same level in the third year. Studies of burnt and unburned plots, such as that by Soto & Díaz-Fierros (1997), have reported excess subsurface flow levels in burnt plots; this can be explained by the lower rate of evapotranspiration and recharge of subsurface flows (Smakthin, 2001).

In general, the intensity of the fire may explain the hydrological response of the burnt catchment relative to the unburned catchment. Studies such as those by Soto *et al.* (1994), Úbeda & Sala (1998), Ferreira *et al.* (2005) and González-Pelayo *et al.* (2006) always show higher rates of runoff in areas burnt by fires of moderate and high intensity.

2.- Effects of forest fires on the chemical composition of surface waters.

Chemical analyses were carried out to determine the effects of three forest fires on the chemical composition of surface waters. The fires occurred in the summers of 2005, 2006 and 2007 and affected areas of different size in each catchment. A structured analysis of the effects of the forest fires in different catchments was carried out as follows: a) comparison was made of three burnt catchments in the summer of 2005 and three similar unburned catchments in the same area, to establish any effects that the fire had on the chemical composition of the surface waters. b) description and analysis were made of the water chemistry before and after a forest fire that occurred in the summer of 2006 in one of the unburned catchments (in 2005), and c) analysis was made of the changes in surface water chemistry in paired catchments, one of which was affected by a forest fire in the summer of 2007.

The forest fires that took place in the study area in 2005, 2006 and 2007 affected the water chemistry of the catchments, and the effect was maintained for up to two years after the fires occurred.

The quality parameters (pH, EC, nitrogen and cation contents) in the burnt catchments in a temperate-humid area predominated by acid forest soils with high organic matter contents, revealed significant differences in comparison with three unburned catchments in the same area. The values of most parameters (electrical conductivity, nitrogen and cations) were between 1.5 and 5 times higher in the burnt catchments than in the unburned catchments. This was due to mobilization of nutrients from the burned vegetation and soil as a result of the fire, and was particularly marked because of the severity of the fires (moderate - high). The high level of precipitation in the area and the proximity to the sea may have favoured inputs of some ions (Cl^-, SO_4^{-2}, Na^+, Mg^{+2}, etc.) to the burned soils, in which vegetation cover was totally or partially eliminated. The high concentrations of nutrients and EC in the burnt areas were largely maintained, although with slight decreases throughout the two year study period, as also observed in many other studies (Tiedemann *et al*., 1979, Gluns & Toews, 1989; Bayley *et al*., 1992; Gerla & Galloway, 1998) in which the severity of the fire was similar to or even greater than in the present study.

One important finding of the study was the decrease in the pH of the surface water in the burnt areas, which may be attributed to the displacement of hydrogen ions in the soil exchange complex,the dissolved organic substances (DOS) present in the water or to the oxidation of ammonia into nitrates. In most studies involving burnt catchments, the opposite was found (increased pH). The scarce data in the relevant literature as regards burnt drainage catchments in colder climates and burnt wetlands (Bayley *et al*., 1992; McEachern *et al*., 2000) also indicate a decrease in the pH of the surface waters.

The results of the analyses in the paired catchments revealed that the effects of the spatial position of the fire on hydrochemical parameters of the surface water may depend on whether there is a “green filter” of vegetation separating the burnt area and the river. The effects of fire on the chemical composition of surface water vary greatly depending on factors such as the intensity of fire, type of soil and slope (Knighton, 1977; Schinder *et al*., 1980). In the present study, the vegetation may have exerted a barrier effect that prevented the material generated by the fire reaching the riverbed (Vitousek & Reiners, 1975; Chapin, 1980).

Finally, in relation to the changes in quality of both terrestrial and marine waters, although negative effects on the chemical composition of the river water that occur as a result of fire are long-lasting, they are not expected to exert any great effects effect on biotic communities (Rieman & Clayton, 1997; Gresswell, 1999; Rinne & Carter, 2003).

3.- Microcosm simulation of forest fire conditions in samples of unaltered soil,

The microcosm soil system was constructed with large samples of a Leptic Umbrisol collected under natural conditions from an unburned area within the study area where fires occurred in 2005 and 2006. The soils were subjected in the laboratory to simulated rainfall (to induce a leaching process) and thermal shock. By controlling the type of fire and the precipitation, suitable experimental conditions were created for detailed analysis of the main processes involved. Stainless steel lysimeter boxes were designed to enable sampling of two different types of runoff water: the rain water that constitutes surface or direct runoff, and the infiltration or drainage water that constitutes the subsurface runoff. For a more detailed description of the thermal shocks and in an attempt to establish colour measurements as an indicator of soil heating, individual color measurements were also made at the soil surface.

The surface and subsurface runoff water generated in the lysimeter boxes were collected (300mm aliquots) at different times during the rainfall simulations. Two consecutive rainfall simulation experiments were carried out, each of 2 hours duration and separated by an interval of 15 days.

Evaluation of the potential use of colour as an indicator of soil heating showed that the colour parameters (measured by the Munsell and CIELAB colour systems) distinguished fires of low intensity (200-220ºC) and moderate intensity (410-430ºC). In this respect, the results are very promising. Future studies will focus on establishing the narrowest ranges of temperature that provide information about changes in iron compounds, and will be complemented with physical, chemical and mineralogical data.

In order to determine how the thermal shock induced by forest fire affects soil, it is important to consider the amount of heat supplied to the soil, as well as the temperature reached. Measurement of accumulated heat (in degree-hours) at different depths is a simple method of estimating the amount of heat supplied to the soils by fire.

The rainfall simulation experiments showed that both simulation episodes, each of 150 mm, were sufficient to leach most of the cations released by the thermal shock. For divalent cations, a single leaching episode was sufficient to leach more than 75% of the cations. Significantly different amounts of cations were leached by thermal shocks of different severity. There was a net increase in leaching of monovalent ions above 200ºC and 67.6 degree-hours, and a net increase in leaching of divalent ions above 220 ºC and 194.6 degree-hours. In general, cation leaching increased with the severity of the thermal shock, within the levels analyzed in the present study. However, the rate of leaching, particularly of monovalent cations, was lower after fires of intermediate severity. These findings, which are consistent with those reported by other

authors (Giovannini *et al*., 1990; Soto & Díaz-Fierros, 1993), require further investigation for a better understanding of the underlying causes.

Cation losses through leaching ranged from 3.6-61.4 kg/ha, and the order of magnitude of the loss was similar to that recorded in the study catchments. From a practical point of view, cation leaching following thermal shock is not expected to cause great problems in aquatic environments. However, the process would affect soil fertility as losses of exchangeable cations of around 80% occurred as a result of the heating.

The N measurements in the leachates generated in the laboratory experiments showed that the amount of heat applied to the soil probably affects the N losses, which increased above 200ºC and 67 degree hours with 150 mm of simulated rainfall. This was confirmed in soils subjected to similar temperatures (410 and 430ºC) and different degree-hours (278 and 470), in which higher losses (1.6 times higher) were registered in the leachates generated from the samples with greater heat supplied. Nonetheless, this must be confirmed by a more detailed study involving a wider range of degree-hours.

The changes in electrical conductivity and pH increased with the temperature at the soil surface. Interestingly, the pH of the leachates generated by the simulated rainfall was higher than that measured in the catchments in the field. This may indicate that the laboratory conditions did not fully reproduce the conditions that generally lead to decreases, or no changes, in the pH of acidic organic matter rich soils in temperate humid zones following fire.

The use of laboratory rainfall simulators with large samples of soils maintained under natural conditions was found to be a very useful method for studying cation leaching from soils subjected to thermal shocks similar to those produced during forest fires. This type of study, in which amount and intensity rainfall and severity of the fire can be controlled and natural conditions can be simulated, is intermediate between classical laboratory studies and field plot studies. Therefore, this approach may provide novel opportunities for research.

1.- Introducción

1.1.- El agua superficial.

Agua superficial es un término general que describe cualquier tipo de agua, que se encuentra discurriendo o estancada en la superficie, tales como arroyos, ríos, estanques, lagos y embalses. Las aguas superficiales tienen su origen en una combinación de procesos:

- Escorrentías superficiales: lluvia que ha caído sobre el terreno y que fluye directamente sobre la superficie hacia la masa de agua.
- Precipitación directa: lluvia que cae directamente en la masa de agua.
- Manto intermedio: exceso de humedad en el suelo que está continuamente drenando en la masa de agua.
- Descarga de la capa freática: donde hay un acuífero debajo de la masa de agua y la capa freática es lo suficientemente alta, el agua se descargará directamente desde el acuífero a la masa de agua (Bowen, 1992).

La composición del agua superficial dependerá de una combinación entre el clima y, factores geológicos y ambientales. El actual perfil de lluvias, por ejemplo, es menos importante para las aguas estancadas como los lagos y embalses, donde el agua se recoge durante un período largo y se almacena, mientras que en ríos y arroyos, donde el agua es un sistema dinámico de constante movimiento, el volumen de agua depende sobre todo de las condiciones atmosféricas.

En los ríos de clima del entorno mediterráneo, el caudal es en general, mayor en invierno que en verano debido a la mayor cantidad y duración de las lluvias. Pequeñas fluctuaciones en el caudal, sin embargo, son más dependientes de la geología de la zona de captación, ya que algunas zonas de captación liberan a los arroyos un mayor porcentaje de la lluvia caída que otras.

Las precipitaciones traen consigo cantidades apreciables de materia sólida a la tierra como es el polvo, polen, cenizas de volcanes, bacterias, esporas, e incluso, en ocasiones, organismos mayores. El mar es el principal origen de las sales que se encuentran disueltas en la lluvia tales como iones cloruros, sodio, sulfato, magnesio, calcio y potasio. Las emisiones domésticas e industriales a la atmósfera también incorporan materiales a las nubes que posteriormente son devueltas a la tierra en las precipitaciones. Éstos incluyen una gran cantidad de productos químicos como disolventes orgánicos y óxidos de nitrógeno y azufre, los cuales causan la lluvia ácida. La cantidad y tipo de las impurezas en las precipitaciones varían con la localización y la época del año, y pueden afectar tanto a ríos como a lagos. El uso de la tierra, incluyendo la urbanización y la industrialización, afectan significativamente la calidad del agua, siendo la agricultura la que produce un efecto más profundo en los recursos debido a la naturaleza dispersa y extensa de la misma.

1.2.- Características fisicoquímicas de las aguas superficiales.

El agua es muy buen disolvente y debido a esto puede contener todas las sustancias naturales presentes sobre la tierra, así como aquellas producidas por la actividad humana. Todas estas sustancias se encuentran en un amplio margen de concentraciones, dependiendo de su abundancia, solubilidad y un gran número de procesos fisicoquímicos que pueden tener lugar a lo largo de las distintas etapas del ciclo hidrológico.

Durante la precipitación, el agua cae sobre la superficie de la tierra y establece contacto con las rocas, sedimentos y el suelo, así como con los organismos vivos tanto animales como vegetales de la superficie terrestre, y se llevan a cabo diluciones y reacciones químicas que modifican la composición del agua. Estas reacciones se pueden considerar, en términos generales, como una reacción ácido-base, donde los ácidos de la lluvia (CO_2, SO_2 y NO_x) neutralizan las bases de las rocas. Como la superficie de la tierra y el grado de actividad biológica, así como su naturaleza (incluyendo la actividad humana) varían de un lugar a otro, se puede esperar que de estas reacciones se produzcan aguas de muy diversas composiciones. El tiempo y el grado de contacto entre el agua y las rocas también influyen sobre la composición de la disolución.

1.2.1.- Calidad natural de las aguas superficiales.

La composición de las aguas fluviales sin influencia de los efectos contaminantes del hombre ha sido estudiada por diferentes autores. Entre los grandes estudios hidroquímicos tenemos los de Livingstone (1963) o los de Gibbs (1970), que consideraban los datos derivados de análisis de grandes ríos donde la gran mayoría de las diferentes cuencas analizadas enmascaraban parcialmente los efectos más puntuales de contaminación, por lo que en una primera aproximación podían servir como información de la calidad natural de los ríos. En otros trabajos posteriores como son los de Meybeck & Helmer (1989), ya se intenta aislar y estudiar aquellas zonas donde no existen indicios de contaminación y se pueden localizar las aguas definidas por estos autores como prístinas (Tabla 1-1). Estos últimos estudios pueden darnos una información más precisa de la composición de las aguas en condiciones naturales, así como las de los procesos que las determinan, que según los autores mencionados, serían fundamentalmente:

- Presencia de sales muy solubles (halita, yeso) o de minerales fácilmente alterables (calcita, dolomita, pirita, olivino).
- Distancia con respecto al mar, que controla el decrecimiento exponencial de la llegada de aerosoles marinos o continentales.
- Aridez (relación precipitación/escorrentía), que determina la concentración de las sustancias disueltas resultantes de los dos procesos anteriores.
- Productividad primaria terrestre, que gobierna la cesión de nutrientes (C,N, Si y K).

- Temperatura Ambiente, que controla, el mismo tiempo que la actividad biológica del suelo, la cinética de las reacciones de alteración.
- Movimientos de elevación de la corteza (tectonismo, relieve).

Tabla 1-1. Rangos naturales de los de los constituyentes disueltos en un río (Meybeck & Helmer, 1989).

	Corrientes (1-100 km^2)				**Ríos (1-100 km^2)**				**Medias globales**	
	Mínimo[1]		**Máximo[1]**		**Mínimo[2]**		**Máximo[2]**		**CNMC[3]**	
	(µeq/L)[4]	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**	**(µeq/L)[4]**
SiO_2[5]	10	0.6	830	50	40	2.4	330	20	180	10.8
Ca^{+2}	3	0.06	10500	210	100	2	2500	50	400	8.0
Mg^{+2}	4	0.05	6600	80	70	0.85	1000	12.1	200	2.4
Na^{+}	2.6	0.06	15000	350	55	8	1100	25.3	160	3.7
K^{+}	3	0.1	160	6.3	13	0.5	100	4.0	27	1.0
Cl^{-}	2.5	0.09	15000	530	17	0.6	700	25	110	3.9
SO_4^{-2}	2.9	0.14	15000	720	45	2.2	1200	58	100	4.8
HCO_3^{-}	0	0	5750	350	165	10	2800	170	500	30.5
Suma de Cationes	45		20000		340		4000		800	
pH	4.7		8.5		6.2		8.2			
TSS		3		15000		10		1700		150
DOC		0.5		40		2.5		8.5		4.2
POC		0.5		75						3.0
POC%	0.5			20						2.0
TOC		1.5		25						
$N\text{-}NH_4^{+}$						0.005		0.04		0.015
$N\text{-}NO_3^{-}$						0.05		0.2		0.10
N orgánico						0.05		1.0		0.26
$P\text{-}PO_4^{-3}$						0.002		0.025		0.010

Valores mínimos y máximos corresponden al 2% y el 98% de la distribución, excepto para los nutrientes que representan el 10% y 90%. TSS: Sólidos en suspensión totales, DOC: Carbono orgánico disuelto, POC: Carbono orgánico particulado, TOC: Carbono orgánico total. [1] Distribución basada en 75 cuencas no contaminadas monolitológicas de todos los países en que la proporción de roca es cerrada en la proporción global estimada de Meybeck (1987), particularmente para las rocas más solubles; las sales oceánicas han sido groseramente substraídas. [2] Estas cifras se derivan de la distribución de las descargas ponderadas de los componentes en 60 ríos importantes (datos básicos en Meybeck, 1979) sin ningún tipo de corrección de los ciclos de las sales oceánicas. [3] CNMC: Concentraciones naturales más comunes correspondientes a los valores medios obtenidos en [2]. TSS, DOC, POC y los datos de nutrientes son en su mayoría de Meybeck (1982). POC% es el porcentaje de carbono orgánico en los TSS. [4] Unidades utilizadas a menos que se indique lo contrario. [5] µmole/L.

A parte de los factores que afectarían el conjunto de la cuenca o parte de ella, hay que tener en cuenta que un río constituye una unidad estructural que establece una serie de relaciones entre sus tramos (Leopold, 1996). En la cabecera predominan los procesos de disolución y lavado, mientras que en los tramos más bajos, con aguas más lentas y con mayores tiempos de residencia, tienen mayor importancia los equilibrios suelo/agua. De manera paralela también hay que considerar las relaciones entre la evolución primaria y los procesos respiratorios de las

comunidades biológicas que experimentan también una secuencia evolutiva desde los tramos de la cabecera hasta la desembocadura.

Un rio durante su evolución temporal experimenta cambios importantes en su caudal, con alternancia de períodos de aguas rápidas como consecuencia de las lluvias, con otros de aguas basales donde las interacciones entre las aguas subterráneas y las fluviales son las predominantes, no obstante las relaciones concentración-caudal pueden ser diferentes en cada situación (Meybeck *et al*., 1992).

1.2.2.- Influencia de los factores ambientales sobre la composición química de las aguas naturales.

La influencia de los distintos factores ambientales sobre la composición de las aguas naturales está condicionado por dos procesos, el de arrastre de partículas por parte de las aguas superficiales (erosión física), que influye fundamentalmente al dinamismo de las aguas superficiales y a la mayor o menor coherencia de los materiales susceptibles de ser arrastrados. En un segundo lugar por los procesos químicos de las sustancias en disolución procedentes del lavado superficial (erosión química) y en profundidad de las rocas y suelos presentes en las cuenca donde discurren las aguas, que afecta al contenido de iones así como a su mayor o menor velocidad de alteración (Díaz-Fierros *et al*., 1993). Estos dos procesos a su vez estarán limitados por la cantidad y la frecuencia de las precipitaciones, la escorrentía y la evaporación, dentro de un sistema en el cual la temperatura juega un papel importante.

A continuación se describirán los principales factores que determinan la composición de las aguas naturales.

1.2.2.1.- Influencia del material geológico.

La geología de una cuenca es uno de los factores fundamentales que determina la composición química del agua que discurre por ella. Tanto la pureza y el tamaño de los cristales minerales, así como la textura de las rocas y su porosidad como la estructura regional, el grado de fisura y otros factores influyen en la composición de las aguas que atraviesan los materiales geológicos.

En el caso específico de Galicia, los principales ríos gallegos tienen cuencas que están constituidas por diferentes litologías, por lo que no resulta fácil en ellos determinar su influencia (Díaz-Fierros, 2003), aunque se realice una red de análisis detallada a lo largo del cauce. Por eso es necesario recurrir a ríos menores con un canal que discurra casi todo por un mismo material. Esta práctica, empleada casi universalmente para este tipo de estudios, tiene el inconveniente de que se realiza sobre caudales inferiores a los de los grandes ríos, por lo que

es probable que los valores de concentración sean algo superiores a los que se deberían encontrar en ríos mayores.

En Galicia el primer estudio de este tipo fue realizado por García *et al*. (1977) sobre 16 ríos menores que circulaban sobre 8 materiales diferentes; posteriormente Calvo de Anta & Macías (1993) realizaron un estudio más amplio sobre 63 ríos y 9 materiales. Los resultados obtenidos en este estudio se presentan en la tabla 1-2, en la que se incorporaron los datos correspondientes a 5 cinco ríos que circulan sobre materiales calcáreos recopilados del trabajo de García *et al*. (1977) y de Antelo & Arce (1996). Los pH del agua siguen de mayor a menor la siguiente secuencia:

calcarias>serpentinitas>rocas básicas y metabásicas> esquistos > granitos > pizarras

que estaría de acuerdo con la composición mineralógica de los materiales. El contenido en calcio y magnesio, aunque en su conjunto es bajo, salvo en el caso de las rocas calcáreas y en las serpentinitas, es también claramente dependiente de la composición de las rocas. Por otra parte, el sodio y el cloro se encuentran en general vinculados a la distancia de la cuenca con respecto al mar, hecho que fue destacado para el cloro con una clara relación exponencial, por García *et al*. (1977).

Otro aspecto interesante son las diferencias que existen entre las denominadas pizarras-G y pizarras-B, que, siendo del mismo material, corresponden a dos zonas con balances hídricos sensiblemente diferentes: una relación P/ETP de 1305/680 para las G y de 743/725 para las B, y que, como se puede observar, dan origen a concentraciones iónicas (salvo en el caso del potasio) sensiblemente superiores en la zona más seca, en la que existe un balance casi equilibrado entre la precipitación y la ETP.

En la figura 1-1 tomada de Calvo de Anta & Macías (1993) y completada con los materiales calcáreos (García *et al*., 1977) ya mencionados, se puede apreciar la secuencia del balance de cargas de agua de los ríos según los materiales geológicos de las cuencas, que en orden creciente resulta de la siguiente manera:

pizarra<granito<gabro<granulita<anfibolita<esquisto<gneis<calcárea<serpentinita

Por tanto la mineralización de las aguas de los ríos gallegos sobre materiales que se encuentran de manera mayoritaria, como es el caso de los granitos y los esquistos, tienen valores ligeramente inferiores a los atribuidos por Livingstone (1963) y Meybeck (1989) a la composición media mundial de las aguas fluviales (Tabla 1-1).

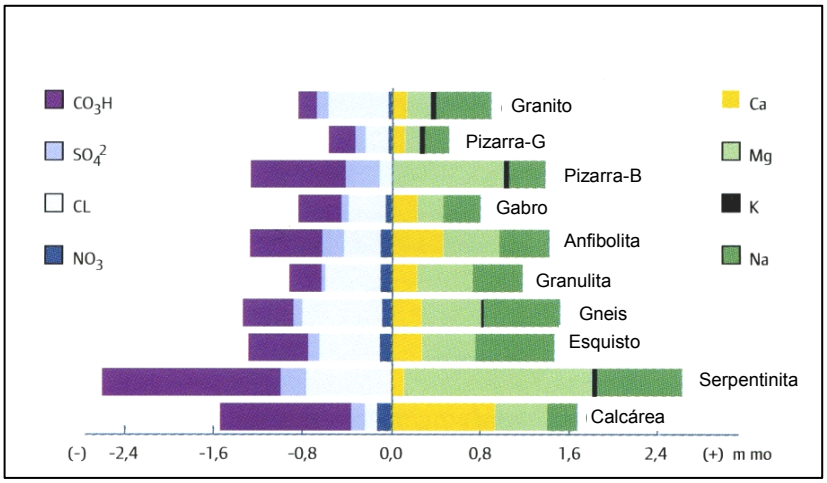


Figura 1-1. Balance de cargas (en valores medios) de las aguas de los ríos (Calvo de Anta & Macías, 1993; García *et al.*, 1977).

1.2.2.2.- Influencia de la climatología.

Los procesos de alteración de las rocas están evidentemente influenciados por la temperatura, así como por la cantidad y distribución de las precipitaciones. La influencia del clima en la composición de las aguas no solo se ve reflejado en la temperatura y la precipitación sino que va más allá. Patrones climáticos determinados generan tipos de suelos característicos con unas comunidades vegetales características, de forma que podemos considerar que la composición de las aguas que drenan esas superficies será variable en función del "balance ecológico" existente. Ciertamente, los mayores constituyentes iónicos de las aguas naturales están fuertemente influenciados por los factores climáticos (Hem, 1986).

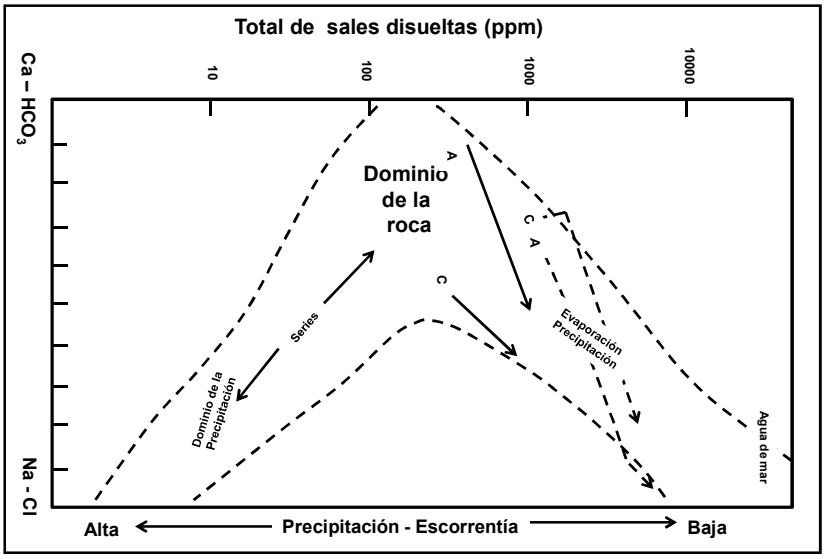


Figura 1-2. Representación esquemática de los procesos de control de la química de las aguas superficiales del mundo (Gibbs, 1970).

Tabla 1-2. Composición de las aguas fluviales según el tipo de material (Calvo de Anta & Macías, 1993; * García *et al.,* 1977)

	Granito	Pizarra-G	Pizarra-B	Gabro	Anfibolita	Granulita	Gneis	Esquistos	Serpentinita	Calcaria (*)
N	13	5	5	8	7	5	3	12	5	5
pH	6.73	6.59	7.39	7.22	7.23	7.26	7.15	6.82	7.6	8.1
	6.4-7.5	6.1-7.6	7.1-7.9	7.0-7.4	7.0-7.5	7.2-7.4	7.1-7.2	6.2-7.3	7.3-8.1	-
SiO_2	0.05±0.01	0.04±0.01	0.06±0.01	0.06±0.01	0.07±0.02	0.06±0.01	0.06±0.00	0.07±0.02	0.11±0.04	3.2±0.05
Al_T($x10^{-3}$)	1.7±1.6	1.5±1.1	1.2±0.5	0.8±1.0	0.8±1.0	2.1±1.8	0.6±0.6	1.3±0.8	2.4±1.8	<10
Ca^{+2}	0.07±0.03	0.05±0.03	0.30±0.18	0.12±0.03	0.21±0.08	0.11±0.02	0.17±0.02	0.17±0.12	0.06±0.02	18.7
Mg^{+2}	0.07±0.03	0.05±0.00	0.19±0.07	0.13±0.03	0.22±0.05	0.22±0.16	0.2±0.05	0.15±0.10	0.82±0.31	4.5
Na^{+}	0.53±0.19	0.32±0.19	0.30±0.04	0.37±0.06	0.44±0.11	0.51±0.07	0.69±0.11	0.69±0.28	0.77±0.15	7.4
K^{+}($x10^{-3}$)	30±30	20±10	10±10	10±10	20±40	10±10	20±00	60±60	20±10	2.3
PO_4^{-3}($x10^{-3}$)	0.8±2	0.1±0	0.2±0	0.02±0	0.03±0	0.04±0	0.2±0	0.2±0	0.1±0	-
HCO^{-3}	0.26±0.06	0.26±0.28	0.90±0.08	0.47±0.07	0.79±0.07	0.61±0.04	0.52±0.05	0.66±0.06	1.54±0.09	-
SO_4^{-2}($x10^{-3}$)	40±20	30±10	130±100	40±10	70±50	40±10	60±10	60±40	120±40	-

1.2.2.3.- Influencia del suelo y de los procesos de formación del suelo.

Las principales características de la composición química de muchas aguas naturales son el resultado de los procesos formadores del suelo, o de reacciones que se producen en el suelo, por lo que existe un área de interés común entre la química del agua y la química del suelo.

Un gran porcentaje de la precipitación que cae en la superficie terrestre cae en el suelo reaccionando y lavando los elementos disponibles. La relación existente entre el suelo y la composición química de las aguas se puede explicar cómo lo describe Kittrick (1969) "el sistema mineral-agua freática es una vía de doble sentido. Es decir, que no sólo los minerales determinan la composición de las aguas de drenaje, sino que éstas a su vez determinan el sentido de la formación de los minerales en el suelo".

La mineralización de los materiales orgánicos existentes en los suelos dan origen a otros constituyentes del agua, como son los que están vinculados a los principales procesos biogeoquímicos (Schlesinger, 1997) y que principalmente son los derivados del carbono, nitrógeno y fósforo, con origen casi exclusivo en estos procesos, así como el potasio, calcio y magnesio con un origen compartido con los procesos de alteración de la roca.

1.2.2.4.- Influencia humana.

EL ser humano es uno de los principales agentes modificadores de la composición química del agua. La transformación de los paisajes naturales en tierras agrícolas, el crecimiento urbano, la construcción de carreteras y la minería a cielo abierto causan un impacto específico, que afecta por lo general directamente a los ecosistemas naturales, y directa o indirectamente a los recursos hídricos.

Los solutos añadidos directamente en las aguas como resultado de las actividades humanas, o la intensificación de actividades agrícolas ocasionan la incorporación de muchos nutrientes principalmente nitrógeno y fósforo a los ríos y lagos alterando sus balances ecológicos.

1.2.2.5.- Influencia de los factores bioquímicos.

Los factores biológicos están íntimamente ligados a la composición química del agua, debido a que las formas de vida y sus procesos bioquímicos asociados interfieren tanto en la química como en los solutos asociados a ella.

Los procesos que sustentan la vida se desarrollan particularmente en los cuerpos de agua expuestos al aire y a la luz del sol. En los entornos en los que no está presente como en el caso de los acuíferos (agua subterránea), la actividad biológica es mucho menos importante, pero en alguna etapa de su movimiento a través del ciclo hidrológico, toda el agua se ve influenciada por procesos bioquímicos.

Entre alguno de los procesos realizados por la biota se encuentran las reacciones que promueven modificaciones en el agua, como son los de estabilización de coloides inorgánicos por la materia orgánica soluble o por la incorporación de diversas partículas.

1.3.- El ciclo del agua.

El volumen total de agua en el mundo permanece constante, lo que cambia es su calidad y su disponibilidad. El agua sufre un proceso de reciclaje continuo, en un sistema conocido como el ciclo hidrológico o ciclo del agua. En términos de volumen total, el 97,5% del agua del mundo es salina con un 99,99% de ella encontrándose en los océanos, y el resto lo forman los lagos salinos. Esto significa que solamente el 2,5% del volumen de agua en el mundo es actualmente agua no salina. Sin embargo, no toda esta agua está disponible para consumo humano. Alrededor del 75% de esta agua esta inmovilizada en los casquetes polares y en los glaciares, además un 24% está localizada en el subsuelo como aguas subterráneas, lo que significa que menos de un 1% del total del agua dulce se encuentra en lagos, ríos y en el suelo. Por lo tanto solamente se cuenta con el 0.01% del agua del mundo en lagos y ríos, con otro 0,01% presente como humedad en el suelo pero sin disponibilidad como abastecimiento para los humanos.

Dentro del ciclo, el agua está en constante movimiento (Figura 1-2), dirigida por la energía solar. El sol provoca la evaporación de los océanos, lo cual forma la lluvia y las precipitaciones (agua de lluvia). La evaporación también ocurre en los lagos, ríos y suelo, donde las plantas contribuyen con cantidades significativas de agua por evapotranspiración. Aunque alrededor del 80% de las precipitaciones vuelven a caer en los océanos, el resto cae sobre tierra. Es esta agua la que rellena el suelo y las aguas subterráneas, alimentan las corrientes de los ríos y lagos, y provee toda el agua necesaria para las plantas, animales y desde luego para los humanos.



Figura 1-3. Ciclo del agua (U.S Deparment of the Interior, U.S. Geological Servey)

El ciclo es continuo, en esencia, en cuanto mas llueva mayor será el caudal de los ríos y más altos los niveles alcanzados en las capas freáticas en las zonas de almacenamiento de aguas subterráneas, llenados con el agua que se infiltra a través de la tierra. Las disponibilidades de

agua dependen de las lluvias caídas, así, cuando la lluvia decrece el volumen de agua disponible para el suministro decrece, y en caso de sequía severa disminuirá a cero.

Casi todos nuestros suministros de agua dulce provienen de precipitaciones que caen sobre el área de captación, también conocida como la cuenca del río. La zona de captación es el área de tierra, frecuentemente rodeada de montañas, desde la cual cualquier agua que caiga dentro de la misma se filtrará a un rio en particular. Una zona de captación de un río principal estará formada por muchas subáreas de captación menores, donde cada una filtrará el agua a los afluentes del río principal. Cada subárea de captación tendrá diferentes rocas y tipo de suelo, y cada una tendrá diferentes tipos de actividades de uso de la tierra lo que afectará a la calidad del agua. El agua filtrada desde cada subárea de captación puede ser diferente en términos de composición química. Conforme los afluentes se incorporan al río principal, mezclan sus aguas con otras de otras subáreas de captación aguas arriba, alterando constantemente la composición química del agua. Aguas de diferentes áreas del país son por lo tanto químicamente únicas.

Cuando la precipitación cae en la zona de captación pueden suceder tres cosas:

1.- Puede permanecer en el suelo como agua de superficie y finalmente retornará a la atmósfera por evaporación. Alternativamente, se puede almacenar como nieve hasta que la temperatura aumente significativamente para derretirla.

2.- La precipitación discurre sobre la superficie por pequeños canales para convertirse en escorrentía de superficie hasta llegar a los cauces y lagos. Ésta es la base de la procedencia de todos los suministros de aguas de superficie y finalmente se evapora a la atmósfera, se infiltrará dentro del suelo para convertirse en agua subterránea, o continúa como corriente de superficie por los ríos hasta el mar.

3.- La tercera ruta es para la precipitación que se infiltra en el suelo y que percola lentamente dentro de la tierra para convertirse en agua subterránea, la cual se almacena en los sedimentos porosos y rocas, saliendo posteriormente al exterior.

Los suministros de agua por tanto provienen de dos principales fuentes dentro del ciclo del agua: aguas superficiales y aguas subterráneas. Cada una de estas procedencias esta interrelacionada y cada una tiene sus propias ventajas y desventajas como fuentes de agua potable. Claramente, como el agua se mueve a través del sistema de vías superficiales y subterráneas su calidad se altera, frecuentemente de forma espectacular, así la calidad del agua que sale de la zona de captación será diferente del agua que ha caído en ella como precipitación (Gray, 1994).

1.4.- Sistemas fluviales de Galicia.

Los sistemas fluviales de Galicia con la distribución y configuración que presentan hoy día, se organizan a finales del Terciario. Existe información de esta época que muestra que existía ya una diferencia climática a los dos lados donde se sitúa hoy el cordal Gallego: mas húmeda y templada al occidente y más seca y continental por el otro lado, por lo que hay que suponer que dicho relieve estaría en ese momento bien desarrollado y por lo mismo aparecería ya diferenciada la cuenca del Miño. Por otra parte, Los ríos atlánticos (Xallas, Tambre, Ulla, Umia, y Verdugo) atravesarían, sin alteración aparente de sus cauces, el "rift valley" que se extiende de norte a sur de Galicia, cerca de la costa gallega occidental, con una edad de formación localizada también a finales del Terciario, por lo que habría que aceptar que antes de estas fechas, los cauces de los ríos atlánticos ya estaban constituidos como se conocen hoy. En consecuencia se puede suponer que hace más de 20 millones de años las líneas fundamentales de la red hidrográfica de Galicia (Miño, ríos atlánticos y probablemente también los ríos cantábricos) estaba ya establecida.

Los acontecimientos posteriores pudieron causar pequeñas variaciones de sus cauces, como consecuencia de las alteraciones tectónicas, de la reactivación del neógeno, y sobre todo por cambios importantes en los procesos de erosión y sedimentación, que dieron origen a los diferentes sistemas de terrazas que se encuentran en ellos, quedando finalizada la configuración final del relieve de las cuencas a partir del último episodio morfogenético importante de Galicia la glaciación wurmiense (Díaz-Fierros *et al*., 1993).

Los ríos son un elemento inherente al espacio geográfico de Galicia, formando una red fluvial que describe características comunes y que presenta una gran importancia en el relieve gallego (Pérez, 1986). Las principales características de las redes fluviales de Galicia se pueden sintetizar en los siguientes puntos:

- La contraposición de la cuenca del Miño-Sil y el resto.
- La configuración del territorio litoral (cada río engendra una pequeña área de influencia).
- El corto recorrido de los cauces de agua.
- La gran cantidad de agua que transportan los ríos gallegos.
- La intensa relación entre curso y fracturación tectónica.
- La variabilidad temporal de los cursos de agua en su recorrido.
- La diversidad de los tipos de cuencas.
- Con respecto a la mayor o menor incisión de los cuerpos de agua, a la fragmentación tectónica, a la diversidad litológica, al grado de pendiente, etc. resultan una serie de vertientes diferenciadas con unas dinámicas muy distintas.

1.5.- El fuego y los incendios forestales.

El fuego es simplemente una reacción química acompañada de liberación de grandes cantidades de energía en forma de luz y calor, y para que se produzcan solo se necesitan tres elementos:

1.- **Combustible**. Compuesto rico e energía retenida en enlaces químicos más o menos complejos.
2.- **Fuente de oxígeno**, capaz de liberar esa energía por fraccionamiento drástico de la molécula,
3.- **Fuente de Calor**, que aporte la energía inicial para que se desencadene la reacción.

El Combustible, el oxígeno, la fuente de calor y las reacciones en cadena que se producen por combinación entre los gases que se liberan por el calentamiento del combustible y el aire (que proporciona el oxígeno necesario para que le proceso continúe), que es a lo que se le llama tetraedro de fuego.

De esta manera los incendios forestales pueden definirse como la combustión de una cantidad considerable de un material combustible vegetal en presencia de una fuente de calor (Carballas, 2003). El incendio forestal puede por tanto ocurrir en cualquier momento, con tal de que se produzca un aporte de calor lo suficientemente elevado como para alcanzar la temperatura de reacción.

La vegetación forestal (arboles, sotobosque, y matorral), así como los materiales muertos que se encuentran sobre la superficie del suelo en las formaciones vegetales, y las misma materia orgánica del suelo, constituyen el combustible que normalmente se encuentra en grandes cantidades en los ecosistemas forestales de Galicia. Este combustible que se clasifica en ligero (hierbas, hojas, ramas de pequeño tamaño), pesado (troncos, ramas y raíces) y verde (plantas vivas con sus hojas), tienen una determinada organización horizontal y vertical, presentando cada tipo de combustible unas características específicas: temperatura de ignición, combustibilidad, poder calorífico, etc.

Según el material afectado, los incendios forestales pueden ser:

- Fuegos de superficie o de suelo, cuando afectan las masas más bajas y menos compactas de la vegetación, situadas en la superficie del suelo, que es lo más inflamable del bosque.
- Fuegos de copas, que se producen cuando el bosque es muy denso y con árboles suficientemente altos.
- Fuegos de humus o de subsuelo, que afectan la materia orgánica del suelo sin producir lapas, y su propagación es muy lenta.

Esta clasificación responde a la necesidad de sistematizar de alguna manera las formas de propagación del fuego, aunque en la realidad es frecuente que se combinen los diversos tipos de incendios (Casal *et al*., 1984) en especial los de superficie que se propagan al mismo tiempo pero con velocidades distintas.

Otro factor a tomar en cuenta es la intensidad del incendio, que se define como la energía liberada por unidad de tiempo y por unidad de anchura del frente del incendio (Pereiras, 2001). Tenemos por tanto, varios parámetros que condicionan esta intensidad, por un lado la cantidad de combustible y su capacidad calorífica (que depende del tipo de especies, de las características meteorológicas y de la estación del año) y por otro lado tenemos la velocidad de propagación, que a su vez depende de otros factores como el tipo de combustible, la velocidad y dirección del viento, ó la topografía.

Una manifestación de la energía liberada en el incendio es la temperatura que se alcanza durante el mismo. Según Chandler *et al*. (1983) podemos clasificar los fuegos en:

- Fuegos suaves, temperaturas en superficie entre 100 y 300ºC, y temperaturas que no exceden los 100ºC a dos centímetros por debajo de la superficie.
- Fuegos moderados, entre 300-500ºC en superficie y temperaturas de 200-300ºC en los primeros centímetros del suelo.
- Fuegos intensos, con temperaturas superiores a los 500ºC en superficie y de 350-450ºC en los primeros centímetros del suelo.

Otra clasificación es la de Carballas (2003), que propone una clasificación donde agrupa los incendios en:

a.- Incendios incontrolados, que pueden ser:

- **Incendios de baja intensidad**, caracterizados por la presencia de cenizas negras (restos vegetales chamuscados) en el horizonte superficial del suelo, en la superficie de los cuales la temperatura puede variar entre 100 y 250ºC y la temperatura a 1-2cm de profundidad es menor de 100ºC.
- **Incendios de intensidad moderada**, en los que se produce una combustión parcial de la materia orgánica, despareciendo la mayoría de los restos vegetales de la superficie del suelo, y en los cuales la temperatura alcanzada oscila entre 300ºC y 400ºC, con temperaturas de 200-300ºC a un centímetro de profundidad, 60-80ºC a 3cm de y 40-50ºC a 5cm.
- **Incendios de alta intensidad**, cuando aparecen cenizas blancas en la superficie del suelo, lo que indica que los combustibles ardieron totalmente, alcanzándose en superficie temperaturas comprendidas entre 500ºC y 700ºC, muy por encima de la

temperatura de ignición de los materiales orgánicos, dependiendo de la penetración del calor en el perfil del suelo y la duración del incendio, se pueden alcanzar temperaturas de 350-450ºC a 2cm, 150-300ºC a 3cm y 100ºC al menos a 5cm. En general el calentamiento no afecta al suelo a más de 7-10cm de profundidad.

b.- Incendios planificados, usados por ejemplo en la destrucción de bosques con fines agrícolas.

c.- Fuego prescritos o controlados, usados para los manejos de los ecosistemas forestales, por ejemplo para el control del combustible.

1.5.1.- Efectos ecológicos de los incendios forestales.

Los incendios constituyen un impacto ambiental negativo que afecta a todos los componentes del ecosistema, tanto a las comunidades de seres vivos (fauna, vegetación, microorganismos,…) como al medio físico (suelo, recursos hídricos, atmósfera, microclima). La magnitud de este impacto va a depender, muy directamente de varios factores: la intensidad del incendio, la frecuencia de los mismos, su amplitud, y de la estación del año en la que se producen.

Otro factor, que determina la importancia del impacto que los incendios ocasionan, es la frecuencia de los mismos. Incendios muy repetidos, como sucede en muchas zonas de Galicia, aceleran los procesos destructivos e impiden que los ecosistemas alcancen etapas de mayor madurez que facilitarían su regeneración y su resistencia al impacto.

Un último factor que se debe tener en cuenta, es la estación del año en la que se produce un incendio. En general, en los incendios ocurridos en primavera, la vegetación se regenera mejor que en aquellos producidos en el verano o en el otoño. Esto también va influir en la erosión del suelo, ya que cuando llega la época de lluvias más intensas, en los incendios de primavera, el suelo presenta una mayor protección, por la cobertura vegetal, que en los de verano u otoño. También, hay que tomar en cuenta que en la primavera el suelo conserva aun cierto grado de humedad, con lo que las temperaturas del incendio en el suelo se ven reducidas, aunque la onda calorífica pueda penetrar más en profundidad, dada la mayor conductividad térmica del agua.

Los efectos de los incendios forestales sobre el medio se pueden clasificar teniendo en cuenta, en primer lugar, los elementos que se pueden ver implicados: aire, agua, flora, fauna y suelo. Pero también se puede considerar, complementariamente, la duración de su efecto: efecto corto, si este es inferior a un día, como es el caso de la acción de las temperaturas sobre la vegetación, medias, si son inferiores a un año, como pueden ser los efectos erosivos sobre el suelo, y largos, si tienen carácter plurianual, como son los efectos sobre las comunidades

vegetales. Y, así mismo, se pueden clasificar en relación al espacio geográfico que se ve afectado, en locales, zonales y regionales (Díaz- Fierros, 1997).

1.5.2.- Temperaturas alcanzadas por el suelo en incendios forestales.

Diferentes autores han realizado durante décadas estudios sobre el efecto del fuego en el suelo, y las temperaturas alcanzadas por el mismo. En la siguiente tabla se muestra un resumen cronológico realizado por Úbeda (2000) y actualizado por Mataix-Solera (2001) donde se recogen las temperaturas alcanzadas por el suelo en incendios forestales.

Tabla 1-3. Resumen cronológico de diferentes estudios donde se recogen temperaturas del suelo en incendios forestales (Úbeda, 2000 y Mataix-Solera, 2001).

Autor (año)	Temp. ºC	Profundidad (cm)	Tipo de vegetación
Heyward (1938)	135	0.32-0.64	Pinar
Cook (1939)	550	Superficie	Prado
Beadle (1940)	250	2.5	Bosque denso
	105	7.5	
	60	1.5	
Sampson (1944)	538	Superficie	Garriga
	149	3.8	
Masson (1949)	700	Superficie	Sabana
Uggla (1958)	438	Superficie	Bosque de coníferas
	27	3	
	17	7	
Bentley & Fenner(1958)	590	Superficie	Garriga
	399	1	
Bentley & Fenner(1958)	177	Superficie	Prado
	93	1.3	
Uggla(1960)	1150	Superficie	Pinar
	500	3	
Humphreys & Lamber (1965)	900	Superficie	Eucaliptos
	100	5	
Smith & Sparling (1966)	400-200	Superficie	Matorral
Floyd (1966)	510	Superficie	Bosque denso
	44		
Cromer (1966)	666	Superficie	Eucaliptos
	112		
Tothill & Shaw (1968)	245	Superficie	Prado
	68	1.3	
DeBano & Rice (1971)	716	Superficie	Bosque denso (por la tarde)
	166	2.5	
	66	5	Bosque denso (por la noche)
	316	Superficie	
	66	2.5	
	43	7.6	
Agee (1973)	93	Superficie	Pinar
Dunn & DeBano (1977)	800	Superficie	Matorral
	500	1	
Trabaud (1979)	250	Superficie	Coscojar
	125	2.5	
	50	5	

Tabla 1-3. (Continuación).

Autor (año)	Temp. ºC	Profundidad (cm)	Tipo de vegetación
DeBano et al. (1979)	700-250	Superficie	Garriga
	200-90	2.5	
Wells (1979)	250	Superficie	Diferentes tipos
	100	2	ceniza negra
Wells (1979)	500-750	Superficie	Diferentes tipo
	350-450	2	Ceniza blanca
	150-300	3	
	<100	5	
Biederbeek et.al. (1980)	388-442	Superficie	Rastrojos
Rasmussen et al. (1986)	170-330	Superficie	Trigo
Ventura et al. (1994)	700	Superficie	Pinar
	300	1.5	
Sánchez *et al.* (1994)	340	Superficie	Pinar
	740	Superficie	Estepa
	280	Superficie	Gramíneas
	51	Superficie	Sin vegetación
Lucchesi *et al.* (1994)	180	Superficie	Matorral
	50	2.5	
	475	Superficie	Matorral poco denso
	90	2.5	
	40	5	
Úbeda (1998)	600	Superficie	Prado
	50	1	
Mataix-Solera (1999)	702	Superficie	Aulagar (Ulex parviflorus)
	22	5	

1.5.3.- Efectos de los incendios forestales sobre el suelo.

El suelo está formado por cuatro componentes principales: una fracción mineral, una fracción orgánica, una fase líquida y una fase gaseosa. Además asociado a estos cuatro constituyentes hay un amplio rango de organismos vivos. Las relaciones que se establecen en estos cuatro componentes dan lugar a un amplio abanico de propiedades físicas, químicas y biológicas que durante el proceso de calentamiento del suelo sufren cambios significativos, siendo relevantes para la productividad futura y sostenibilidad del mismo (DeBano *et al*., 2005).

El impacto del incendio sobre el suelo es variable (Tárrega *et al*., 1992), depende de la intensidad del incendio y de las características del suelo, que condicionan la cantidad de calor transferido. Un aspecto importante es su contenido en agua, aunque la humedad favorece la transmisión de calor contribuye sin embargo a retardar los efectos letales del mismo, ya que en los suelos húmedos se consume gran cantidad de energía calorífica en la evaporación del agua, reduciendo con ello la temperatura alcanzada.

Un fenómeno general, aunque de magnitud variable en los distintos suelos, es el incremento de pH después del fuego, debido, sobre todo, a que las cenizas aportan carbonatos, óxidos y

cationes básicos, (Ulery *et al*., 1993).También se producen cambios en la disponibilidad de nutrientes para las plantas, al quemarse la superficie de hojarasca y cubierta vegetal se liberan grandes cantidades de nutrientes, como N, P, K, Mg y Na, parte de los cuales se pierde por volatilización y parte se transforma en iones fácilmente asimilables por las plantas. Esto último determina que los suelo quemados sean, por lo general, más fértiles que los no quemados, lo que se traduce en un incremento temporal del crecimiento de las plantas. Sin embargo aunque los cambios a corto plazo puedan resultar beneficiosos, los efectos a largo plazo no suelen serlo tanto, debido a las pérdidas netas de materias orgánicas y nutrientes por volatilización y aceleración de la lixiviación y erosión.
Uno de los nutrientes más fácilmente perdidos por volatilización durante el incendio es el nitrógeno, aumentando la perdida proporcionalmente con las temperaturas máximas durante la quema.

También la permeabilidad del suelo puede resultar alterada como consecuencia del incendio. El fuego puede disminuir la capacidad de infiltración creando un estrato impermeable que repele el agua. Los efectos combinados de este estrato y las fuertes lluvias son los responsables de las elevadas pérdidas de suelo, sobre todo en laderas de pendiente. Cuando la capa superficial encima de este estrato impermeable se satura, el agua fluye lateralmente y arrastra partículas de suelo, al mismo tiempo que la superficie sigue recibiendo el impacto de las gotas de lluvia, que contribuyen a la erosión.

El impacto erosivo de la lluvia y el viento se ve notablemente incrementado al perderse la acción protectora de la vegetación. Generalmente los efectos inmediatos de un fuego de superficie sobre el suelo son de escasa intensidad. Sin embargo, la repetición de los incendios puede llegar a afectarlo seriamente, haciéndole perder las propiedades que permiten el desarrollo de la vida vegetal sobre ellos.

1.5.3.1.- Repelencia al agua.

Uno de los efectos que puede causar el fuego sobre los suelos afectados es un incremento de su hidrofobicidad. La repelencia al agua es un fenómeno que sucede de manera natural en los suelos por acumulación de ácidos orgánicos hidrofóbicos procedentes de exudados radicales (Dekker & Ritsema, 1996), compuestos producidos por microorganismos, o directamente de la descomposición de la materia orgánica (McGhie & Posner, 1980). Este fenómeno origina que el suelo oponga resistencia a la humectación, lo que genera la disminución de la infiltración del agua acumulada en la superficie del suelo durante períodos que pueden variar desde segundos hasta horas, días o semanas (Doerr & Thomas, 2000).

Después del fuego, la repelencia al agua se presenta típicamente como un capa de espesor variable, discreta y que se encuentran en la superficie del suelo o a unos pocos centímetros por debajo y paralelo a este (DeBano, 2000). Diferentes estudios han establecidos umbrales

para relacionar la repelencia al agua con las temperaturas de calentamiento del suelo, mostrándonos que cuando el suelo se calienta por debajo de 175ºC experimenta pequeñas variaciones en la repelencia al agua. Si la temperatura alcanzada por el suelo se encuentra entre los 175-200ºC la repelencia se intensifica, y a aproximadamente a los 250ºC las sustancias hidrófobas se fijan al suelo. Por encima de 275-300ºC desaparece la repelencia al agua (DeBano *et al*., 1976; DeBano 1981; Varela *et al*., 2005). Es importante destacar que estos rangos de temperatura pueden variar de un suelo a otro.

La disminución de las tasas de infiltración del agua en el suelo como consecuencia de la repelencia tiene consecuencias hidrológicas inmediatas, ya que esta contribuye a reducir el tiempo de generación de escorrentía e intensifica el flujo superficial, aumentando el riesgo de erosión, el desarrollo de vías de flujo preferenciales y la irregularidad en el frente de mojado. Sin embargo la repelencia al agua no siempre es una característica indeseable, siendo esta beneficiosa al contribuir a la formación de agregados del suelo cuando no es severa (Giovannini & Lucchesi, 1983).

1.5.3.2.- Materia orgánica.

Muchas de las propiedades químicas y procesos que tienen lugar en los suelos dependen de la presencia de materia orgánica. No sólo juega un papel clave en la química del suelo, sino que también afecta a las propiedades físicas y biológicas. La materia orgánica es especialmente importante para el suministro de nutrientes, en la capacidad de intercambio catiónico y en la retención de agua (Knoepp *et al*., 2005).

La magnitud de los cambios que experimenta la materia orgánica tras el fuego dependerá fundamentalmente de la intensidad del incendio. La materia orgánica se concentra en la mayoría de los suelos en la parte superficial donde el grado de impacto del fuego tiende a ser más acusado, no sólo afectando directamente a la materia orgánica sino también indirectamente a sus posteriores tasas descomposición

Las primeras pérdidas de materia orgánica pueden ocurrir en temperaturas por debajo de los 100ªC, por encima de los 200ºC se pierden los constituyentes volátiles, y entre los 200-400ºC se produce la perdida de aproximadamente un 85% de la materia orgánica. A más de 400ºC, la mayor parte de la materia orgánica residual consiste en material carbonoso que se pierde finalmente por ignición. El calentamiento del suelo por encima de 450ºC durante dos horas o a 500ºC durante media hora elimina el 99% de la materia orgánica (Hosking, 1938).

Diferentes estudios realizados en suelos gallegos afectados por incendios no controlados muestran una disminución del contenido de carbono en la capa superficial y subsuperficial del suelo, que va en función de la intensidad del mismo (Carballas, 2003). El fuego afecta a todos los componentes de la materia orgánica de diferentes maneras, el grupo de las celulosas y de

las hemicelulosas es el más afectado registrándose pérdidas entre un 70 y 80% en incendio de alta intensidad.

1.5.4.- Efectos de los incendios forestales sobre la vegetación.

Por su frecuente recurrencia en el pasado y en el presente los incendios forestales representan un factor de gran importancia en la dinámica de las comunidades vegetales. Los primeros estudios (Braun-Blanquet, 1936; Kuhnholtz-Lordat, 1938, 1958; Kornas, 1958) consideraban los cambios producidos por el fuego en la vegetación como una sucesión de etapas cada vez más degradadas en secuencia regresiva.

Más recientemente Trabaud (1974, 1983, 1984, 1987) y, Trabaud & Lepart (1980, 1981) demostraron que las comunidades vegetales quemadas tanto florística como estructuralmente se recuperaban muy rápidamente al estado precedente al fuego. Después del fuego hay un retorno más o menos rápido de la comunidad-dependiente a un equilibrio estable temporal, las plantas que aparecen inmediatamente después del incendio serán las mismas especies existentes con anterioridad. Este resultado se debe a los tipos de rasgos de regeneración que utilizan: ya sea principalmente por los órganos de supervivencia vegetativa, por semillas residuos enterradas en los suelos, o semillas procedentes de plantas que viven en zonas sin quemar de las mismas comunidades.

La vegetación forestal constituida principalmente por bosques y matorrales, representa el material combustible de los incendios forestales. Según el Plan Forestal de Galicia, las masas arbóreas están formadas por un 40% de coníferas, principalmente bosques monoespecíficos de *Pinus pinaster* (75%), *P. sylvestris y P. radiata*, aproximadamente un 20% de caducifolias, sobre todo bosques de robles (*Quercus robur* y *Q. Pyrenaica*), y un 40% constituido por mezclas de eucaliptos, pinos y carvallos. Los pinos y eucaliptos que proceden de repoblaciones dan lugar a la formación de un sotobosque parecido, aunque con ciertas diferencias y similar a los matorrales de tojos, pero con una cobertura arbustiva (76% en pinos y 89% en formación de *Eucaliptus globulus*) y una biomasa (5-10 t/ha) que en los tojos sin cobertura arbórea, diferenciándose por la presencia

de esta cubierta arbórea y por la gran cantidad de follaje sobre el suelo. Los bosques de robles poseen un sotobosque muy diferente de los anteriores, con especies herbáceas y leñosas. Con una cobertura arbustiva del sotobosque del 62% y biomasa que supone aproximadamente 8 t/ha.

Los Matorrales, cuya expansión se ve asociada a numerosas circunstancias ligadas a la intervención humana, representan aproximadamente un 43% de la superficie forestal. Entre los numerosos tipos de matorrales que encontramos en Galicia, destacan los tojos, en las que predomina la superficie cubierta por *Ulex europaeus, U. gallii* o *U. minor*, según el tipo de tojo,

aunque también es importante la presencia de ericáceas, alcanzando la biomasa que se acumula en este tipo de matorrales las 15 t/ha, aproximadamente.

Toda esta vegetación, que supone una gran acumulación de biomasa, y por lo tanto un peligro potencial de incendios, forma una cubierta vegetal que por un lado protege al suelo del impacto de la lluvia, y por otra parte sus raíces protegen el suelo evitando la erosión. Los incendios destruyen la cubierta vegetal, generando consecuencias muy diversas, no solo de tipo económico (producción de madera, mercado de leña, frutos, productos del sotobosque, etc.) sino también dejando desprotegidos los suelos frente a la erosión, a numerosos animales sin alimento y refugio, y, en general privando a todos los seres vivos de un material fotosintetizador y oxigenante para su vida. El fuego destruye sobre todo las partes aéreas de las plantas, lo que representa, por lo general, una importante pérdida de la fitomasa viva, pero también afecta a las raíces y a las semillas, dependiendo del daño de penetración del calentamiento en el perfil del suelo y la intensidad y duración del incendio.

Diferentes estudios demuestran que la tasa de germinación tras un incendio no es igual en todas las especies. Keeley & Zedler (1978) muestran que al comparar varias especies arbustivas del chaparral californiano, existe una correlación positiva entre la tasa relativa de establecimiento de plántulas y la mortalidad de adultos como consecuencia del fuego. Se ha sugerido que en algunos casos, que las altas temperaturas podrían facilitar la germinación al debilitar las cubiertas protectoras de las semillas (Keeley,1991), o al eliminar del suelo sustancias inhibidoras de la germinación (McPherson & Muller, 1969). No obstante una gran cantidad de semillas de la reserva del suelo se destruyen por la acción directa del fuego, y un buen número se pierde por lavado de la lluvia que cae después del incendio, o por arrastre de las capas superficiales del suelo por erosión.

El grado de afectación de la vegetación va a depender de la intensidad del incendio y de su localización (copa, suelos o subsuelo), de la estación en la que se produce y el tipo de vegetación. Los fuegos de copas son los que destruyen la vegetación arbórea, en comparación con los de suelos que destruyen los arbustos y las hierbas, y que pueden dejar vivos a los arboles. Por otra parte los incendios que se producen al final de la época de estiaje causan mucho más daño que los de principio, debido a que la vegetación está más seca y los fuegos son más virulentos.

1.5.5.- Efectos de los incendios forestales sobre la atmósfera.

Entre las principales repercusiones de los efectos de los incendios forestales sobre la atmósfera podemos citar las afecciones causadas al aire durante el fuego y en el período inmediatamente posterior, que como máximo tendría una duración de algunas horas. Otra con una duración más acentuada en el tiempo, son las emisiones de gases con efectos globales, como es el caso del efecto invernadero con un tiempo de acción mucho más extenso. Los

productos que afectan al aire en plazos cortos de tiempo van a depender de la dinámica que adopte el fuego y más concretamente en la relación que se establezca entre la duración del frente de avance del fuego y las ascuas que deja a su paso, ya que las emisiones van a ser diferente en las dos situaciones (Tárrega *et al*., 1992). En un frente de fuego ó zona de combustión intensa y destilación, con temperaturas de hasta 1000 grados y en unas condiciones de oxigenación intensa, los productos emitidos van a estar fuertemente oxidados y son del tipo monóxido de carbono, óxido nítrico, dióxido de azufre, óxido nitroso, nitrógeno y partículas, mientras que en la zona de posfuego o de combustión lenta los productos van a estar menos oxidados y serán del tipo monóxido de carbono, metano, hidrocarburos (HPAs y otros), amonio, cianuro de hidrógeno, acetonitrilo, cloruro de metilo y partículas con menos contenido de carbono que las que se emiten en el frente de avance. De los tipos de compuesto mencionados son más perjudiciales para el ser humano los segundos, ya que entre ellas hay sustancias con efecto tóxico, cancerígeno o irritativos (Díaz-Fierros, 2006).

De las emisiones a la atmósfera con efecto global existen evaluaciones sobre las cantidades de compuestos liberados por la combustión de la biomasa en todo el planeta. En este caso los efectos de los incendios forestales se sumarian a otro tipo de quemas como lo son las de las sabanas africanas, que tendrían una clara vocación agrícola. En este sentido tendríamos emisiones con efecto sobre el calentamiento del planeta, como sería el caso del dióxido de carbono, oxido de carbono, metano, etc.

1.5.6.- Efectos de los incendios forestales sobre el agua.

Las cuencas fluviales afectadas por los incendios forestales experimentan alteraciones que en la mayor parte de los casos dan origen a cambios en la composición química de sus aguas (Tiedemann *et al*., 1979; Ranalli, 2004; Neary *et al*., 2005). La pérdida de la cubierta vegetal, sobre todo en el caso de las especies arbóreas, supone la desaparición de los aportes químicos por pluviolavado y escurrido que, sin embargo, pueden verse compensados por el lavado del lecho de cenizas que se acumulan sobre el suelo (Soto & Díaz-Fierros, 1993; Smith *et al*., 2011) así como por los aportes químicos directos del agua de lluvia (Calvo de Anta *et al*., 1979) sobre todo en las zonas costeras donde es más rica en iones de origen marino (Silva *et al*., 2007). El incremento de las escorrentías superficiales que se favorece por la pérdida de vegetación y la formación de capas hidrófobas en el suelo (Debano, 2000; Shakesby, 2011) incrementa los aportes químicos particulados y, en general, el lavado de las sustancias acumuladas en la superficie del suelo (Neary *et al.,* 2005) Finalmente, la alteración de las propiedades del suelo, sobre todo en sus capas más superficiales, puede suponer, cambios de muy distinto signo (Giovannini *et al*., 1990). Por una parte, sobre todo en incendios de intensidades moderadas o altas, se pueden volatilizar determinados elementos como el nitrógeno y el carbono (Raison & Stottlemyer, 1990; Caldwell *et al*., 2002) con lo que disminuye su disponibilidad para el transporte hacia los cursos fluviales. Por otra parte, la solubilidad de los constituyentes del suelo puede incrementarse por muy diferentes procesos, como pueden

ser por ejemplo los de mineralización de la materia orgánica (Prieto-Fernández, 1993), pero al mismo tiempo se conocen también casos en los que se refuerza la estabilidad de los agregados o el secuestro de determinadas sustancias, con lo que el efecto sobre su disponibilidad para el lavado es de sentido contrario (Soto & Díaz-Fierros, 1993).

Este conjunto de procesos, complejos y variados, actuando simultáneamente sobre los mecanismos de transporte de las sustancias químicas hacia los cauces dan origen a cambios en la composición del agua que están muy lejos de ser homogéneos. En general se puede señalar que a la complejidad que ya presenta de por si la respuesta química de las aguas fluviales dependiente, sobre todo, de factores climáticos, topográficos, geológicos y de uso del suelo habría que añadirle las variables que introduce el incendio forestal. De entre las cuales habría que destacar las relativas a la extensión, intensidad, duración y frecuencia del incendio (Boerner, 1982) así como al estado de humedad y de transmisividad térmica del suelo. No es extraño, por lo tanto, que cada incendio de cuenca tenga una singularidad propia y que, en consecuencia sea muy difícil establecer generalizaciones de alcance universal sobre su influencia en la composición química del agua.

Los compuestos que fueron estudiados con más intensidad son los nitrogenados. De acuerdo con diferentes estudios en general se encuentra un incremento de los nitratos en el agua después del incendio que puede ser de hasta 30 veces la concentración previa al incendio (Brass *et al*., 1996) o incluso alcanzar incrementos puntuales de hasta 2000 veces (Williams & Melack, 1997). Solo algunos estudios como los de Belillas & Rodà, (1993) encuentran débiles respuestas que pueden ser atribuidas al carácter moderado del incendio o al efecto amortiguador de la vegetación y el suelo. Estos incrementos en el contenido de los nitratos pueden, alcanzar su máximo según Tiedemann *et al*. (1979); Gluns & Toews (1989); Gerla & Galloway (1998) a los dos años del incendio, presentando su valores máximos anuales coincidiendo con las escorrentías de primavera sobre todo en zonas donde los caudales se ven afectados por la nieve o el hielo. En otros climas, sobre todo de tipo mediterráneo (Sala & Coelho, 1998) son el otoño y el invierno las épocas en las que se producen las más importantes aportaciones de precipitación. La duración del incremento puede ser importante todavía a los cinco años del incendio (Brass *et al*., 1996) dependiendo del crecimiento de la vegetación. Este aumento en el contenido en nitratos de las aguas es atribuido por los autores anteriores al efecto simultáneo de la destrucción de la vegetación que dejaría de retirar nitrógeno del suelo, a la mineralización de la materia orgánica y a la presencia de factores favorables a la nitrificación en los suelos incendiados como es el caso del incremento en los nutrientes y pH del suelo. Otras formas de nitrógeno como son las formas amoniacales y el nitrógeno orgánico no manifiestan de forma tan señalada este incremento en las aguas de las cuencas incendiadas.

El fósforo movilizado por los incendios puede llegar al agua como ortofosfato (la forma más soluble y reactiva), como complejos orgánicos disueltos o como formas particuladas unidas al material erosionado (Neary *et al*., 2005). En la mayor parte de los casos el incendio incrementa las formas solubles de fosforo que en el caso de incendios intensos pueden experimentar incrementos entre treinta (Spencer & Hauer, 1991) y cuarenta veces (Brass *et al*., 1996). En el caso de arrastres importantes de suelo por erosión las pérdidas de fosforo en forma particulada serían las más importantes, pueden alcanzar a los 9.1 kg/ha en el primer año, de las cuales casi el 40% serían de reciclado rápido y por tanto fácilmente movilizables a partir de los sedimentos fluviales (Saá *et al*., 1994).

El contenido en cationes de las aguas de una cuenca después de un incendio se incrementa como consecuencia de los aportes de las cenizas y del incremento de su disponibilidad en el suelo (Debano *et al*., 1998[a]). Normalmente los mayores incrementos los presentan los cationes divalentes (calcio y magnesio) y el potasio (Tiedmann, 1979; Martin *et al*., 2000). El incremento de aniones, como el bicarbonato, sulfatos y cloruros que se produce también como consecuencia de los incendios puede inducir también un aumento en el lavado de cationes (Martin *et al*., 2000). Como consecuencia del incremento de aniones y cationes en las aguas después de un incendio hay un aumento de la conductividad eléctrica que pude mantenerse durante varios años aunque en la mayor parte de los casos se observa sobre todo en el primer año. El pH del agua que depende del balance de cationes y aniones lavados en la mayor parte de los casos tiende a incrementarse sensiblemente (Debano *et al*., 1998[a]; Martin *et al.,* 2000). Sin embargo existen algunos casos, en suelos orgánicos muy ácidos de zonas frías donde el incendio provoca una disminución del pH en el agua (Bayley *et al.,* 1992; McEachern *et al*., 2000) justificándose esta singularidad por el desplazamiento de hidrogeniones del complejo de cambio por las bases movilizadas por el fuego y la presencia de ácidos orgánicos disueltos. Igualmente, en zonas de humedales incendiados se puede observar este efecto que en este caso se atribuye a la oxidación de los sulfuros movilizados.

Los estudios sobre los efectos de los incendios forestales sobre los peces de agua dulce y sus hábitats no comenzaron hasta la época de los noventa, existiendo ya algunos trabajos de compendio como los de Reiman & Clayton, 1997; Gresswell 1999; Rinne & Carter, 2008. En general, las conclusiones provisionales indican que los hábitats se ven alterados sobre todo por los sedimentos y las cenizas y que los efectos negativos sobre los peces, cuando se manifiestan, son de carácter transitorio.

Con respecto al posible efecto que pueden causar los incendios forestales a la composición de las agua para consumo humano, es importante destacar que en muchas partes del mundo se utiliza el agua de zonas forestales propensas al fuego para abastecimiento de poblaciones. Los incendios que afectan estas áreas producen cambios en la generación de escorrentía que originan la movilización de nutrientes, sedimentos y otros componentes a las aguas de ríos y

embalses que modifican su composición pudiendo generar un suministro de agua no apto (Smith, 2011).

A continuación se presenta una tabla resumen modificada* de la realizada por Smith *et al*., (2011), con un sumario de algunos parámetros que determinan la calidad del agua y un resumen de ejemplos de investigaciones sobre la calidad química del agua de cuencas forestales afectadas por la acción del fuego (solo se hará mención a los parámetros analizados en el presente trabajo).

Tabla 1-4. Parámetros de calidad química del agua y resumen de algunos trabajos realizados en cuencas forestales post incendio [a].

Parámetro	Razones de riesgo	Fuentes	Concentración de referencia (mg/L)**	Estudios realizados post incendio
Aluminio (Al)	Neurotóxico	Lixiviados de suelos y roca. Aluminosilicatos (insolubles)	---	Gallaher *et al*., 2002
Amoniaco (NH_3)/ Amonio (NH_4^+)	Corrosión de las tuberías de cobre y accesorios, origen de alimento de algunos microorganismos	Metabolismo microbiano, fertilizantes y residuos animales	Amoniaco: A1$^{(G)}$: 05 A2$^{(G)}$:1 A2$^{(I)}$:1.5 A3$^{(G)}$:2 A3$^{(I)}$: 4 (O)	Chessman, 1986; Spencer and Hauer, 1991; Bayley *et al*., 1992; Earl & Blinn, 2003; Bladon *et al*., 2008.
Carbono orgánico (CO)	Formación de subproductos a partir del carbono orgánico disuelto con los productos de desinfección.	Suelos y sedimentos, materiales orgánicos y cenizas.		Carignan *et al*., 2000; McEachern *et al*., 2000; Minshall *et al*., 2001; Wasson *et al*., 2003; Petticrew *et al*., 2006; Mast & Clow, 2008.
Fosforo total (PT)[b]	Exceso en el crecimientos de algas y floraciones de cianobacterias (Eutrofización)	Suelos y sedimentos asociados al P, materia orgánica, la liberación de P de sedimentos bentónicos debido al cambio en condiciones redox.	Fosfatos(*): A1$^{(G)}$: 0.4 A2$^{(G)}$:0.7 A3$^{(G)}$: 0.7	Spencer & Hauer 1991; Bayley *et al*., 1992; Prepas *et al*., 2003; Townsend & Douglas, 2004; Sheridan *et al*., 2007; Bladon *et al*., 2008; Lane *et al*., 2008; Mast and Clow, 2008; Blake *et al*., 2009.
Hierro (Fe)	Estética, tinción de tuberías y accesorios.	Óxidos de roca y suelos, sulfuros, carbonatos minerales.	A1$^{(G)}$: 0.1 A2$^{(I)}$:1 A2$^{(G)}$:1 A2$^{(I)}$:2 A3$^{(G)}$: 1	Wasson *et al*., 2003; Townsend & Douglas, 2004; White *et al*., 2006.

[a] Tabla recopilada a partir de información proporcionada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) "Directrices para la calidad del agua potable (2008) y las Directrices Australianas de agua (NHMRC, 2004).
* Se realizo una adaptación de las concentraciones de referencia con respecto a la "Directiva 75/440/CEE Relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable de los Estados miembros de la Unión Europea

Tabla 1-4. (Continuación)

Parámetro	Razones de riesgo	Fuentes	Concentración de referencia (mg/L)**	Estudios realizados post incendio
Nitratos (NO_3^-) Nitritos (NO_2^-)	Toxicidad asociada a la reducción de nitrato a nitrito, que afecta al transporte de oxígeno a los tejidos. Acidificación de las aguas marinas.	Nitrato: formación por la oxidación de residuos orgánicos, fijación de nitrógeno en el suelo por bacterias. Nitrito (inestable): formación a partir de nitratos por reducción del nivel de oxígeno en el agua.	Nitratos(*): A1(G): 2.5 A1(I):50 (O) A2(I):50 (O) A3(I):50 (O)	Chessman, 1986; Spencer & Hauer, 1991; Bayley *et al*., 1992; Hauer & Spencer, 1998; Carignan *et al.*, 2000; Ferreira *et al*., 2005; Bladon *et al.*, 2008; Lane *et al*., 2008; Mast & Clow, 2008.
Nitrógeno Notal (NT)[b]	Exceso de crecimiento de algas y floraciones de cianobacterias (Eutrofización)	Suelo y los sedimentos asociados al N, material orgánico.	A1(G): 1 A2(G):2 A3(G):3	Spencer & Hauer, 1991; Bayley *et al*., 1992; Townsend & Douglas, 2004; Sheridan *et al*., 2007b; Bladon *et al*., 2008; Lane *et al*., 2008; Mast & Clow, 2008.
Sulfatos (SO_4^{2-})	Estética (sabor), efectos gastrointestinales que pueden ocurrir en altas concentraciones. Puede contribuir a la aumento de la corrosión de las tuberías. 500 (250 por razones estéticas).	Se produce naturalmente en una serie de minerales. El sulfato de aluminio es utilizado como floculante en el agua, el sulfato de cobre se utiliza en el tratamiento se para el control de las algas azul-verde en almacenamientos de agua.	A1(G): 150 A1(I):250 A2(G):150 A2(I):250 (O) A3(G):150 A3(I):250(O)	Carignan *et al.*, 2000; Earl & Blinn, 2003; Ferreira *et al*., 2005; Mast & Clow, 2008.

** mg/L mientras que no se indique lo contrario. (*) En el caso de aguas superficiales de lagos de escasa profundidad y con aguas casi estancadas , para determinados parámetros señalados con un asterisco en el cuadro anterior, esta excepción sólo será aplicable a los lagos en que la profundidad no supere los 20m, cuya agua necesite más de un año para su renovación y en los que no existan vertidos de aguas residuales en la capa de agua . Se entenderá por enriquecimiento natural el proceso en virtud del cual una masa de agua determinada recibe del suelo determinadas sustancias contenidas en el mismo, sin intervención humana . En ningún caso las excepciones previstas en el párrafo primero podrán ignorar las obligaciones impuestas por la protección de la salud pública.

A1: Se necesita un tratamiento físico simple y desinfección, por ejemplo: filtración rápida y desinfección.

A2: Es necesario emplear un tratamiento físico normal, un tratamiento químico y desinfección, por ejemplo: pre cloración, coagulación, floculación, decantación, filtración y desinfección (cloración final).

A3: Estas aguas necesitan de un tratamiento físico y químico intensivo, y desinfección, por ejemplo: cloración hasta el "break point", coagulación, floculación, decantación, filtración, afino (carbono activo) y desinfección (ozono, cloración final).

(I) Nivel imperativo (Obligatorio). (G) Nivel guía.(O) : Circunstancias climáticas o geográficas excepcionales .--- No se hace mención en la Directiva 75/440/CEE.

1.5.7.- Efectos de los incendios forestales sobre los componentes del ciclo hidrológico.

Después del fuego los diferentes componentes del ciclo hidrológico se ven gravemente afectados (intercepción, infiltración, evapotranspiración, humedad del suelo y los flujos de agua), y debido a que todos ellos están estrechamente relacionados entre sí, es difícil en la práctica aislar los impactos de fuego en cada componente por separado (Neary *et al*., 2005).

Cuando la cubierta vegetal es eliminada por el fuego, la interceptación y la transpiración disminuyen. La evaporación directa desde el suelo aumenta debido a que la superficie del suelo desprovista de vegetación, queda expuesta a la insolación y al viento. Además, el ennegrecimiento de la superficie del suelo debido a la quema contribuye a que se incremente la absorción de la radiación y, en consecuencia, la temperatura del suelo aumenta (Soto & Díaz-Fierros, 1997).

Además de estos efectos, las gotas de lluvia al golpear directamente sobre la superficie del suelo producen la movilización y dispersión de las partículas más finas, entre ellas las cenizas depositadas sobre la superficie del suelo durante el incendio. Estas partículas se infiltran y se introducen en los poros gruesos, obturándolos y reduciendo la porosidad. En consecuencia, la infiltración de agua se reduce, aumentando la escorrentía y también el arrastre de materiales, es decir la erosión.

El agua infiltrada o la que fluye por las zonas quemadas, va cargada con nutrientes disueltos de la capa de ceniza, que puede provocar una gran variedad de problemas como la eutrofización de las aguas o el crecimiento anormal de algas. Por otro lado, es posible que provoquen el aumento de la temperatura del agua, que puede alterar el hábitat de muchos organismos que viven en las corrientes fluviales o marinas, incluyendo los peces y sus fuentes alimentarias.

Después de un incendio hay que añadir otros factores importantes, como son la intensidad del incendio, que repercutirá en la cubierta vegetal, la cantidad de ceniza generada, la capa repelente al agua y la afectación del suelo. El efecto del fuego y la erosión por lo tanto están íntimamente ligados a los efectos sobre el ciclo hidrológico.

1.5.8.- Los incendios forestales en Galicia.

Los incendios comienzan a ser un problema en Galicia con la crisis de la agricultura tradicional, al ir cambiando el sistema de aprovechamiento múltiple del bosque basado en el aprovechamiento de la madera, en la recogida de la leña y de los matorrales para la cama del ganado, en el pastoreo y así mismo en el cultivo periódico de parte de su superficie mediante las rozas (Bouhier, 1979; Sineiro & Díaz 1984). Este sistema de aprovechamiento variado e integral del territorio agrario fue sustituido por otro disociado. La superficie quedó dividida en tres partes casi iguales: una parte para las actividades agrícolas y ganaderas, otra para el arborizado, que fue aumentando de modo paulatino su extensión, y otra para el bosque abandonado o con un uso muy reducido, ocupado por los matorrales, con la pérdida del valor de sus aprovechamientos tradicionales para cama de ganado, base del estiércol y para combustible como leña.

Esta nueva situación va surgiendo a partir de finales de los cincuenta con el progresivo abandono de los usos del bosque, tanto por la falta de cambios en la estructura de la propiedad, que limitaron la expansión de las tierras cultivadas con respecto al bosque, como por conflictos con plantaciones forestales impuestas en numerosos bosques vecinales. Esta situación difiere de la evolución registrada en otras agriculturas de la zona climática atlántica europea (en especial Gran Bretaña, Irlanda y el oeste de Francia), que tenían unos sistemas tradicionales de organización de sus agriculturas semejantes a los de Galicia, pero que ampliaron considerablemente el espacio a cultivos y pastos, primero con la introducción de los sistemas forrajeros, y posteriormente con las disponibilidades de los insumos industriales de fertilizantes y maquinaria.

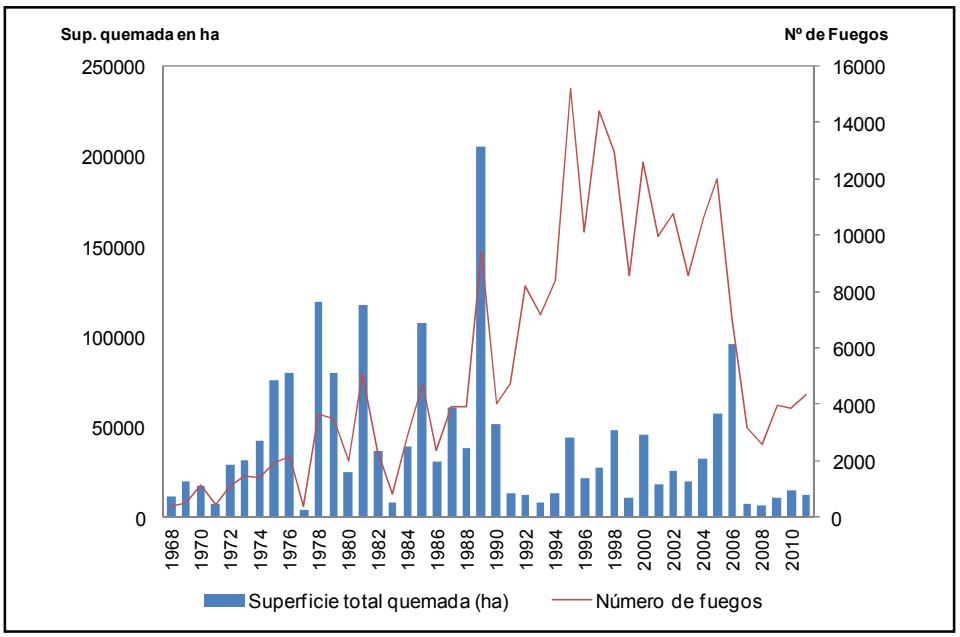


Figura 1-4. Evolución de las superficies quemadas en Galicia y número de fuegos (Consellería do Medio Rural. Dirección Xeral de Montes e Industrias Forestáis).

Los incendios existen como un problema en Galicia desde hace unas cuatro décadas y hay estadísticas fiables sobre su incidencia desde el año 1968 (Sineiro, 2006). El número, aunque muy variable con los años, se fue incrementando de modo paulatino: eran menos de 2000 hasta mediados de los setenta, estuvieron por debajo de los 4000 hasta finales de los ochenta, para elevarse después por encima de los 8000, y llegaron a mediados de los noventa hasta los 14000 incendios. La superficie afectada tuvo también considerables variaciones interanuales y superó en cuatro ocasiones (1978, 1981, 1985, y 1989) las 100000 hectáreas. Una nueva organización de extinción de incendios y una elevada inversión permitieron reducir la superficie afectada, en unas 28000 hectáreas de media entre los años 1990 y 2005 (Figura 1-3). Por lo contrario no se pudo reducir el número, ni tampoco controlar la superficie afectada en los años en que las condiciones climáticas eran más desfavorables y hubo cuatro años (1990, 1995, 1998, 2000, 2005 y 2006) en los que superaron las 45000 hectáreas.

2.- Justificación y objetivos

Cada vez más se hace importante el conocimiento del efecto de los incendios forestales sobre los recursos naturales, ya que el fuego los degrada paulatinamente ocasionando daños que afectan a todos sus componentes en diferente medida. Las afecciones originadas por el fuego en la vegetación, suelo, fauna, cauces fluviales, composición química de las aguas etc. están estrechamente relacionadas entre sí, y en la práctica es difícil aislar los impactos ocasionados.

En muchos lugares del mundo las zonas propensas a ser afectadas por incendios son utilizadas para el abastecimiento de agua de la población debido a la calidad que poseen (Neary *et al*., 2009). Sin embargo los incendios forestales que afectan estas áreas ocasionan cambios en la generación de escorrentía que producen la movilización de sedimentos, nutrientes y otros componentes a las aguas de ríos y embalses que modifican su composición, y pueden dar lugar a un suministro de agua no apta para consumo. Los procesos derivados de la acción del fuego actuando simultáneamente sobre los mecanismos de transporte de las sustancias químicas hacia los cauces producen alteraciones que no son homogéneas, sumándose así variables que aumentan la complejidad de la respuesta química de las aguas fluviales dependiente de otros factores.

La complejidad de los procesos que determinan la composición de las aguas de escorrentía, superficial, subsuperficial y subterránea, que alimentan los cursos de agua que discurren por cuencas de suelos quemados, determina la variedad de respuestas en su composición hidroquímica. Tanto la erosión del suelo como la composición de las aguas de escorrentía en algunas áreas afectadas por el fuego son factores importantes a tener en cuenta en zonas sensibles como pueden ser los estuarios y rías, que tienen una gran importancia en el desarrollo socioeconómico de algunas regiones. El estudio y la comprensión de los fenómenos que conllevan a la producción de escorrentía nos permiten conocer los procesos a través de los cuales los contaminantes alcanzan los arroyos y de esta forma, mejorar las técnicas de gestión que puedan aplicarse para minimizar estos efectos.

En las últimas décadas grandes zonas forestales de Galicia han sido devastadas por incendios, originando que gran parte de sus recursos naturales se deterioren. Para tener una idea del problema que representan los incendios forestales en Galicia basta con hacer un análisis al período 1991-2004, donde los fuegos ocurridos en el territorio gallego representaron el 53% de los fuegos ocurridos en todo el Estado español (Vega, 2007). Esta es una cifra alarmante tomando en cuenta que la

zona forestal de esta comunidad autónoma representa el 16% de toda España. Galicia y Portugal son los dos territorios de la Unión Europa con mayor incidencia del fuego, y se encuentran entre las zonas del mundo con mayor número de incendios por hectárea y habitante.

Hasta la fecha, son muy pocos los estudios realizados en Galicia sobre la composición química del agua en cuencas afectadas por incendios forestales. Existen trabajos a escala de laboratorio como los de Soto & Díaz-Fierros (1993), que estudian las pérdidas de nutrientes utilizando columnas de lavado sobre suelos sometidos a determinados choques térmicos, o los de Soto (1993) y Soto *et al*. (1997), que realizan estudios en un área de matorral de *Ulex* sobre la pérdidas de nutrientes a través de la escorrentía superficial en parcelas experimentales. A nivel de cuenca, recientemente Fernández *et al*. (2011), estudiaron los cambios en la exportación de nutrientes disueltos en el caudal producido por el manejo forestal en una cuenca con *E. globulus* en el noroeste de España afectada por el fuego.

Esta tesis doctoral nace bajo la necesidad de estudiar lagunas esenciales existentes en el conocimiento de los efectos de los incendios en la erosión química de los suelos gallegos, y la repercusión que estos puedan tener en la exportación de nutrientes en las aguas que discurren por ellos. Así mismo, tiene también como objetivo el estudio de los efectos de los incendios en suelos muy ricos en materia orgánica, así como de reacción ácida que de acuerdo con la bibliografía (Bayley *et al*., 1992; McEachern *et al*., 2000) presentan diferencias con la mayoría de los otros suelos en la composición del agua de las cuencas afectadas. La mayoría de las cuencas quemadas estudiadas con estas características corresponden a climas boreales mientras que en los considerados en este estudio corresponden a un clima templado, por lo que su estudio aportará datos para completar el conocimiento sobre los efectos de los incendios ocurridos en este tipo de suelos sobre la composición química del agua y sus propiedades físico-químicas.

Dentro de los objetivos generales descritos se plantean los siguientes objetivos específicos, que a su vez vienen determinados por la disposición de las cuencas de estudio:

- Estudiar el efecto de un incendio forestal de severidad moderada a alta ocurrido durante el verano de 2005, sobre la composición química de las aguas superficiales de tres pequeñas cuencas ubicadas en el noroeste de España, en comparación con tres cuencas no quemadas de la misma zona y de similares características.

- Comparar la composición química del agua de una cuenca antes y después de haber sido afectada por un incendio de severidad moderada a alta durante el verano de 2006.

- Evaluar la repercusión de un incendio forestal de severidad alta ocurrido en verano de 2007 sobre los procesos hidrológicos y la composición química del agua en dos cuencas pareadas, para establecer las diferencias hidrológicas y químicas inherentes al efecto del incendio.

- Reproducir en laboratorio las condiciones de incendios de diferentes intensidades con muestras de suelo inalteradas, y las condiciones naturales que afectan a los suelos post incendio con ayuda de un simulador de lluvia. Este estudio a nivel de "microcosmos" se plantea para intentar comprender la respuesta química de los diferentes parámetros medidos en el agua de las cuencas de estudio.

3.- Materiales y métodos

3.1.- Zona de estudio.

3.1.1.- Localización.

Las zona de estudio se ubica en el extremo occidental de la provincia de A Coruña- España (Figura 3-1), enmarcada por los Concellos de Carnota, Muros y Outes. Específicamente se trata de cuencas fluviales que fueron afectadas por los incendios forestales ocurridos en Galicia durante los veranos de los años 2005, 2006 y 2007.

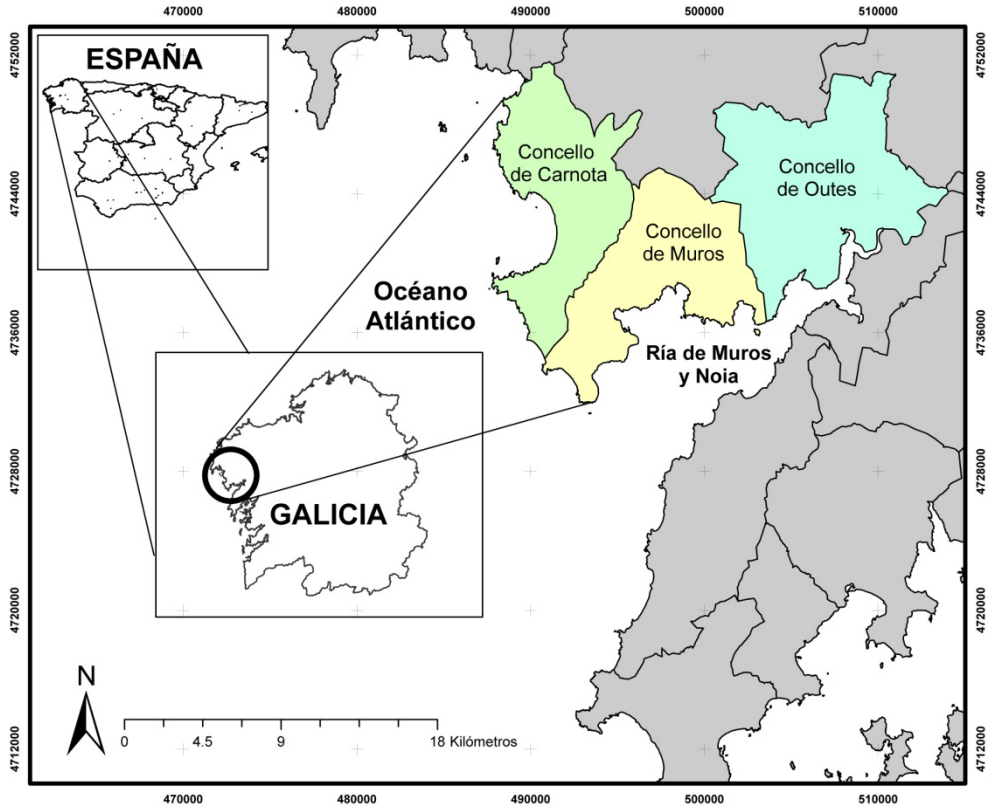


Figura 3-1. Mapa de localización de los Concellos de Carnota, Muros y Outes.

3.1.2.- La zona de estudio en el marco de Galicia-Costa.

Galicia-Costa comprende las cuencas que se encuentran en el territorio de la Comunidad Autónoma de Galicia y que son las cuencas que vierten al mar Cantábrico, excepto el río Eo y Navia y las cuencas que vierten al océano Atlántico, con la exclusión del sistema Miño-Sil, por ser esta también una cuenca intracomunitaria, tal como se define en el artículo 5º da Lei 8/1993 de 23 de xuño, que regula la administración hidráulica.

El ámbito territorial comprende las tres provincias costeras de Galicia (A Coruña, Lugo y Pontevedra) abarcando una superficie total de 13.07 km^2. (Plan Hidrológico – Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa).

La cuenca intracomunitaria Galicia-Costa se divide hidrológicamente en diecinueve sistemas de explotación, o zonas, que a su vez se subdividen en subzonas y áreas. Los dos sistemas de explotación de la demarcación hidrográfica en los que se ubican las cuencas de estudio son:

- Sistema de explotación número 6 "**Río Tambre e Ría Muros-Noia**": con una superficie de 679 km^2 es la más occidental de la Demarcación Hidrográfica, en la que encontramos el cabo de Fisterra. El sistema de explotación comprende la zona denominada Costa de A Coruña en su extensión de Carnota, la pequeña Ría de Corcubión, así como el Río Xallas.

- Sistema de explotación número 7 "**Río Xallas, Costa da Coruña e Ría Corcubión**": posee una superficie de 1931 km^2 y está formado por la cuenca del Río Tambre y la Ría de Muros e Noia.

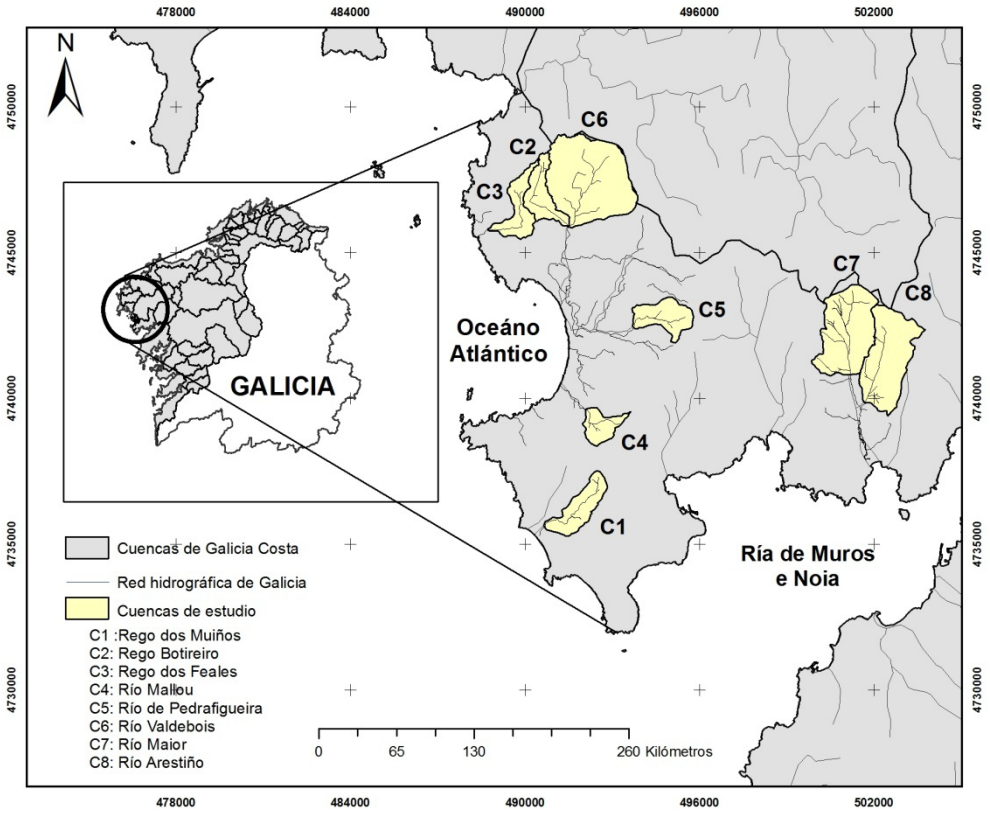


Figura 3-2. Ubicación de las cuenca de estudio en el ámbito territorial de Galicia-Costa.

Como se observa en la figura 3-2, las cuencas de estudio se encuentran en el sector costero de Galicia Costa. Los ríos del sector costero poseen una marcada diferencia con respecto a los del interior tanto por los caudales de agua como por la densidad de la red fluvial. Las cuencas costeras son cuencas más pequeñas, vierten directamente al mar y

son de mayor torrencialidad, por otro lado, las cuencas de interior son cuencas asociadas a ríos de mayor envergadura.

3.1.3.- Descripción de los incendios que afectaron la zona de estudio.

Durante los años 2005 y 2006 se registró el mayor número de hectáreas quemadas en el territorio Gallego en los últimos quince años. El incendio que afectó el primer grupo de cuencas estudiadas en este trabajo corresponde al del año 2005 donde se registraron para Galicia 57500 ha quemadas, de las cuales 1400 ha correspondieron al Concello de Carnota, de un total de 3600 ha de monte público. Este incendio de severidad moderada a alta (Chandler *et al*., 1983), afectó en diferentes proporciones las cuencas de los ríos estudiados y que vierten sus aguas a la zona de especial protección marítima Mar de Lira (Figura 3-3).

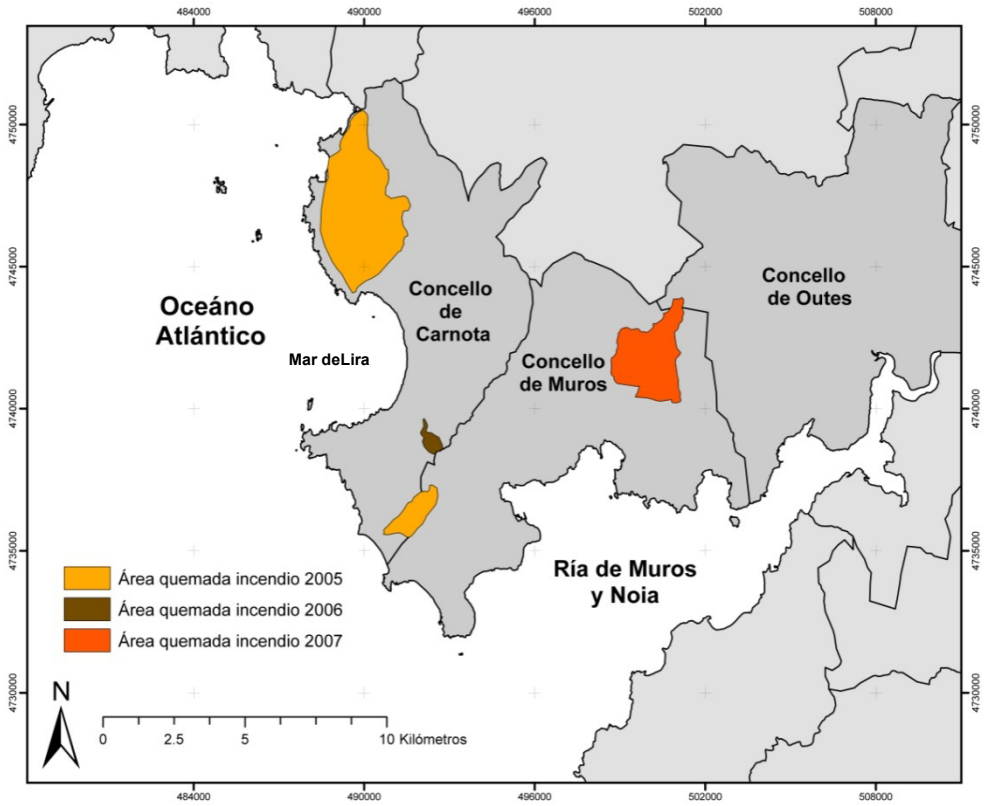


Figura 3-3. Incendios que afectaron la zona de estudio.

Los incendios del año 2006 afectaron un total de 95900 ha del territorio gallego, de los cuales 0.5 ha correspondieron a una de las cuencas utilizadas como referencia (cuenca control) en el estudio realizado en las cuencas afectadas por los incendios del 2005. Este nuevo incendio de severidad alta (Chandler *et a*l., 1983) no afectó a las áreas ya quemadas durante el año anterior.

En el año 2007 aunque el número de hectáreas quemadas en Galicia se redujo aproximadamente en trece veces con respecto al período anterior, fueron afectadas 7051 ha, de las cuales 570 ha correspondieron al Concello de Muros, donde se ubican dos cuencas pareadas que corresponden al segundo grupo de cuencas de estudio, afectadas en un grado de severidad alta (Chandler *et al*., 1983) y que vierten directamente sus aguas a la Ría de Muros e Noia.

3.1.4- Cuencas de estudio.

3.1.4.1.- Ubicación.

Una vez localizadas y delimitadas las zonas quemadas a través de los trabajos de campo, se seleccionaron:

- Seis cuencas en el Concello de Carnota (C1,C2,C3,C4,C5 y C6) (Figura 3-2), de las cuales tres de ellas fueron afectadas en más de un 50% por los incendios forestales del verano de 2005. Dentro de esta zona de estudio es importante destacar una sub área de estudio que corresponde a una de las cuencas utilizadas como control (C5) en los incendios de 2005 y que se quemó en un 40% durante los incendios forestales del verano de 2006. Este primer grupo de cuencas sirvieron para el estudio comparativo del efecto de los incendios forestales sobre la composición química de las aguas superficiales.

- Dos cuencas pareadas ubicadas en los Concellos de Muros y Outes (C7 y C8) (Figura 3-2), de las cuales una fue afectada en más de un 50% (Cuenca Río Maior) por los incendios forestales ocurridos en Galicia durante el verano de 2007. La otra cuenca (Río Arestiño) sirve como blanco control, El estudio de estas dos cuencas permitió el análisis del efecto de los incendios forestales tanto a nivel de composición química del agua como a nivel hidrológico.

3.1.4.2- Características morfométricas.

Se trata de pequeñas cuencas cuyas áreas van desde 1.1 km^2 a 5.2 km^2, con pendientes medias desde 21.8 % a un 35.0 %, y cuya densidad de red de drenaje oscila entre 0.4 y 2.1 km/km^2 (Tabla 3-1, Figura 3-4).

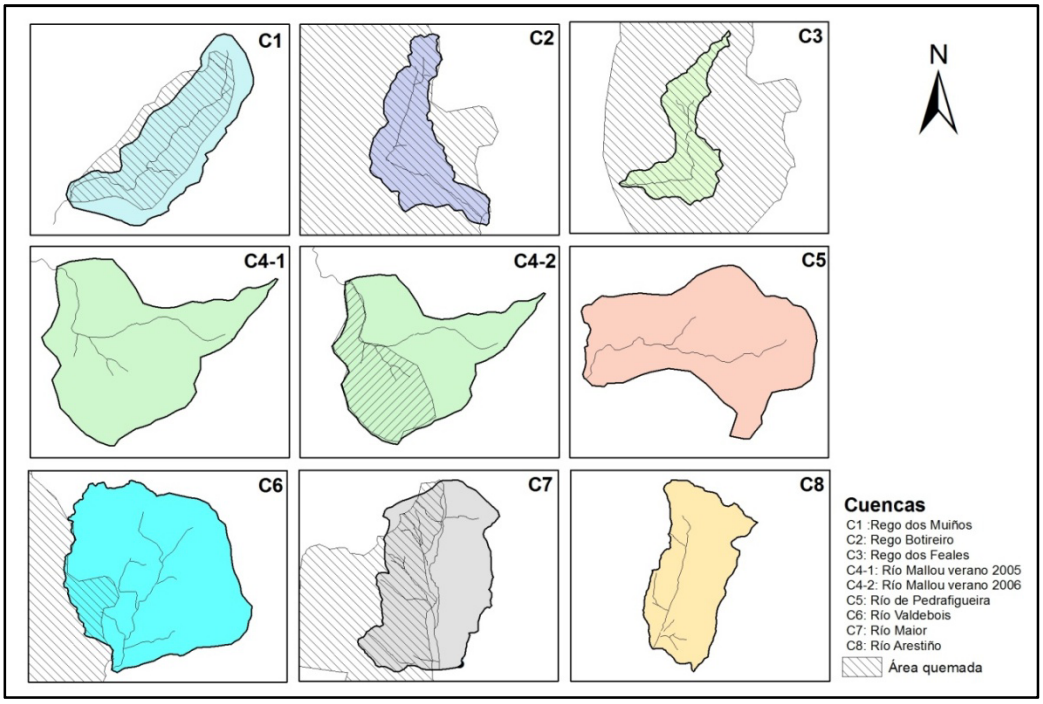


Figura 3-4. Cuencas de estudio.

Tabla 3-1. Características morfométricas de las cuencas y porcentajes de cuenca quemada (%Q).

Cuenca	Ac	Ho (m)	Hmáx	Hmín	Yc	Ymáx	Tc	%Q		
	(km^2)	(m)	(m)	(m)	(%)	(%)	(h)	2005	2006	2007
Rego dos Muiños (C1)	1.9	209	369.8	20	21.8	59.8	1.1	100	-	-
Rego Botireiro (C2)	1.7	235.8	574.8	10	33.5	93.1	1.03	97.7	-	-
Rego dos Feales (C3)	1.7	198.8	544.9	25.6	22	87.2	1.09	58.9	-	-
Río Mallou (C4)	1.1	233	456.2	50	30.7	74.1	0.63	-	-	-
Río de Pedrafigueira (C5)	1.8	327.8	490	66.9	24.4	69.7	0.78	-	40.0	-
Río Valdebois (C6)	7.4	226.4	624.1	10	34.3	144.2	1.22	7.8	-	-
Río Maior (C7)	5.2	265.6	470	27.6	35	186.6	1.06	-	-	50.4
Río Arestiño (C8)	4.8	240.7	515	15	29.1	236.3	0.93	-	-	-

Ac: Área de la cuenca; Ho: Altura media de la cuenca; Hmáx: Altura máxima de la cuenca; Hmín: Altura mínima de la cuenca; Yc: Pendiente media de la cuenca; Ymáx: Pendiente máxima de la cuenca; Tc:Tiempo de concentración (según fórmula de Témez).

Los cauces varían en longitud entre 1.71 km y 3.87 km, con una pendiente media entre 5.93% y 17.53% y pueden ser clasificados según el sistema de ordenación de Stralher como de segundo orden (Tabla 3-2).

Tabla 3-2. Características morfométricas de los cauces de los ríos de las cuencas estudiadas.

Cuenca	Lr (km)	Hc (m)	Hn (m)	Yr (%)	Dd (km/km^2)
Rego dos Muiños (C1)	3.0	15.0	345.0	10.8	2.0
Rego Botireiro (C2)	3.2	10.0	490.0	15.2	0.4
Rego dos Feales (C3)	2.7	25.0	185.0	5.9	1.8
Río Mallou (C4)	1.7	50.0	345.0	17.2	2.1
Río de Pedrafigueira (C5)	2.3	70.0	460.0	17.3	1.6
Río Valdebois (C6)	3.3	10.0	275.0	7.9	1.1
Río Maior (C7)	3.2	27.6	470.0	13.8	2.1
Río Arestiño (C8)	2.9	15.00	515.0	17.5	1.3

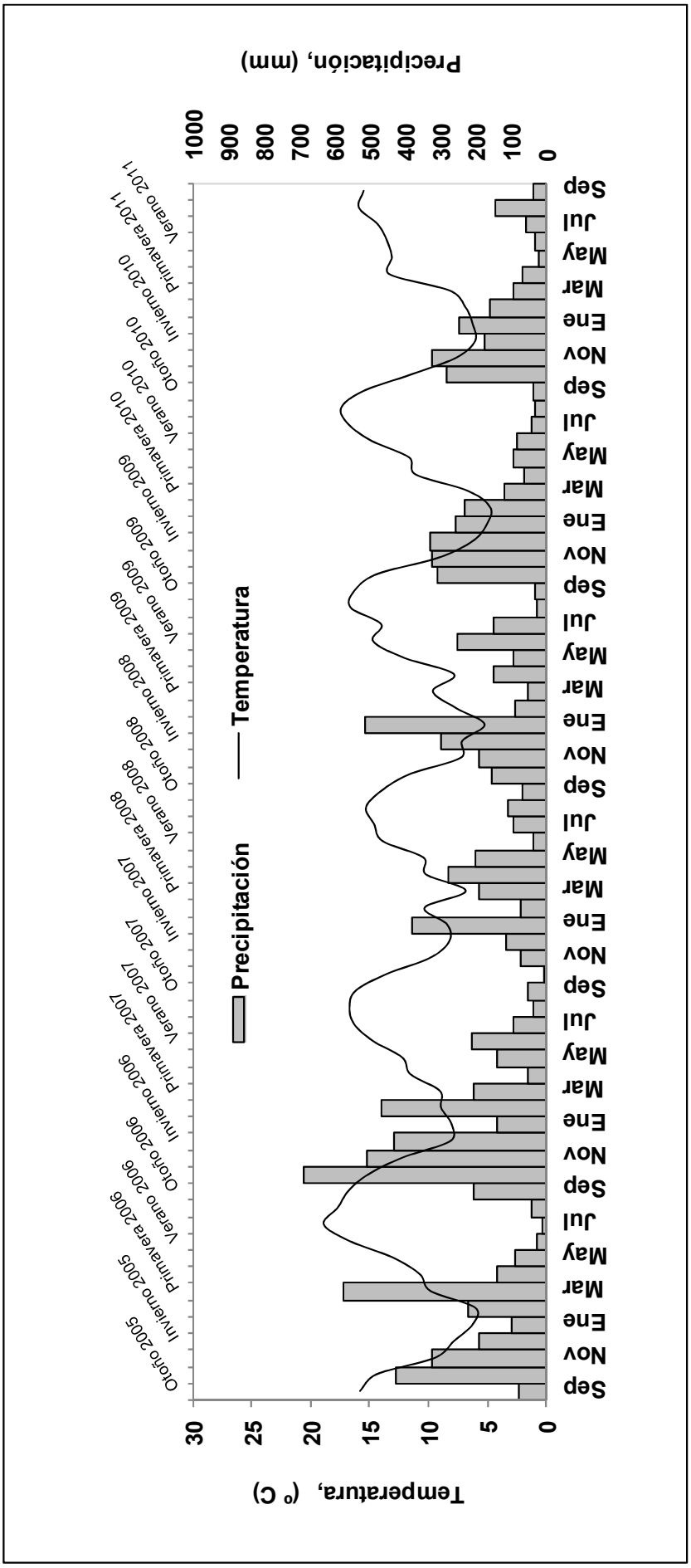
Lr: Longitud del cauce más largo; Hc: Cota del cauce en el cierre (aguas abajo); Hn: Cota del cauce en el nacimiento; Yr: pendiente media el río; Dd: densidad de la red de drenaje.

3.1.5- Clima.

La ubicación de Galicia en el noroeste de la Península Ibérica ocasiona que posea un clima especialmente complejo, debido a que se encuentra en una zona donde el clima mediterráneo y las zonas de clima atlántico confluyen (Font, 2000). De hecho, la relación entre la precipitación y el tipo de eventos de circulación atmosférica que, además de la relación negativa con el índice North Atlantic Oscillation (NAO) que está presente en países de Europa occidental, posee una buena correlación con el índice Eastern Atlantic index (EA).

Específicamente la zona de estudio se clasifica dentro de las regiones bioclimáticas de tipo Atlántico, este clima viene determinado por la ubicación que posee Galicia (enmarcada entre los 42º y 44º de latitud norte), y a su vez por la posición dentro de la provincia de A Coruña. La posición excéntrica de la región dentro del continente, hace que para entender la circulación atmosférica cobre importancia la circulación de las masas de aire que condicionan los tipos de tiempo y los centros de acción en superficie que la afectan (Castillo Rodríguez *et al.,* 2006). La provincia de A Coruña en particular entra en la categoría de subtipo oceánico, caracterizada por una precipitación anual muy abundante y distribuida uniformemente a lo largo de todo el año.

La evolución de la precipitación mensual y de la temperatura media en la estación de referencia utilizada en este trabajo (estación de Serra de Outes) podemos observarla en la figura 3-5. Durante los seis años hidrológicos estudiados (desde el 2005/06 hasta el 2010/11) se observa que el año hidrológico 2006/07 fue el que registró la máxima precipitación y temperatura media de todo el período (3023 mm, 12.4ºC). La menor precipitación se registró durante el año hidrológico 2007/08 con 1612 mm, y la menor temperatura media anual durante el año hidrológico 2008/09 con un valor de 10.8ºC.


Precipitación, (mm)
1000
900
800
700
600
500
400
300
200
100
0
Temperatura, (º C)
30
25
20
15
10
5
0
Precipitación
Temperatura
Sep
Nov
Ene
Mar
May
Jul
Sep
Nov
Ene
Mar
May
Jul
Sep
Nov
Ene
Mar
May
Jul

3.1.6.- Usos del Agua.

Aunque los ríos de las cuencas estudiadas no tienen como finalidad el abastecimiento para consumo humano, las aguas de estos ríos finalmente desembocan en espacios naturales protegidos a escala de la Unión Europea (contemplado en la Red Natura 2000), así como también en áreas donde se encuentran bancos de mariscos y bateas de mejillones que tienen importancia en el desarrollo socioeconómico de la región.

3.1.7.- Hábitats, flora y fauna.

3.1.7.1.- Espacios naturales protegidos en Galicia.

La Red Gallega de Espacios Naturales Protegidos representa más del 12% de la superficie total gallega, en ella se agrupan los espacios naturales de la comunidad autónoma que precisan de un régimen especial de protección en virtud de las diferentes normativas autonómicas, estatales o comunitarias, así como también los convenios internacionales.

Estos espacios naturales recogen los ecosistemas más representativos y significativos del territorio gallego: costas y rías, lagunas, ecosistemas fluviales, sierras del interior, fragas y devesas, etc. La normativa autonómica que regula la protección está recogida en la *Lei 9/2001, de Conservación da Natureza de Galicia*.

3.1.7.2.- Red Natura 2000.

Natura 2000 es la red de espacios naturales protegidos a Escala de la Unión Europea creada en virtud de la Directiva 92/43/CEE do Concello, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y la fauna silvestre (Directiva Hábitats), con el objeto de salvaguardar los espacios naturales más importantes de Europa. Se compone de zonas especiales de conservación (ZEC) declaradas por los estados miembros con referencia a la directiva sobre hábitats y, además, de las zonas especiales de protección para las aves (ZEPA) que se designan de acuerdo con la Directiva aves (Directiva 79/409/CEE do Consello, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres).

El conjunto formado por el sistema de dunas, sus marismas asociadas, y el macizo granítico del Monte Pindo, representan una superficie de 4674 ha que se ubican en zonas de los Concellos de Carnota, Cee y Dumbría, y se encuentran dentro de los espacios protegidos de la Red Natura 2000. Su relevancia a nivel ambiental, hace necesario considerar las posibles alteraciones derivadas de los cambios que se producen en las aguas que se vierten en estos espacios. Su especial importancia se debe a su peculiar vegetación, con la presencia de algunas especies endémicas y a su fauna (en particular aves acuáticas). En la siguiente tabla se recogen los principales hábitats, flora y fauna existentes dentro de la zona de estudio:

Tabla 3-3. Principales hábitats, flora y fauna existentes dentro de la zona de estudio.

Hábitats	**Flora**	**Fauna**
- Esteros - Vegetación anual sobre reboutallos marinos acumulados - Cantís con vegetación de las costas atlánticas y bálticas - Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas lamacentas ó areosas Pasteros salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*) - Mato halófilo mediterráneo e termoatlántico (*Sarcocornetea fruticosi*) - Dunas móviles embrionarias - Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas brancas) - Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises) - Dunas con céspedes do *Malcomietalia* - Uceiras húmidas atlánticas de zonas mornas de *Erica ciliaris* e *Erica tetralix* - Uceiras secas europeas - Uceiras secas atlánticas costeiras de *Erica vagans* - Uceiras oromediterráneas endémicas con toxo - Prados húmidos mediterráneos de herbas altas do *Molinion-Holoschoenion* - Bosques aluviais de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae*)	*Omphalodes littoralis*	- Lontra (*Lutra lutra*) - Píldora raiada (*Arenaria interpres*) - Pilro curlibico (*Calidris alpina*) - Avenoiteira cincenta (*Caprimulgus europaeus*) - Píllara papuda (*Charadrius alexandrinus*) - Píllara real (*Charadrius hiaticula*) - Gavita (*Haematopus ostralegus*) - Agulla colipinta (*Limosa lapponica*) - Mazarico curlí (*Numenius arquata*) - Carrán cristado (*Sterna sandvicensis*) - Bilurico pativerde (*Tringa nebularia*) - Salamántiga (*Chioglossa lusitanica*) - Lagartixa da serra (*Lacerta monticola*) - Lagarto das silvas (*Lacerta schreiberi*)

Los espacios pertenecientes a la Red Natura 2000 dentro del área de estudio, así como también los bancos de mariscos y las bateas de mejillones ubicados en la zona donde desembocan los ríos de las cuencas de estudio se pueden observar en la figura 3-6.

3.1.8.- Usos del suelo.

La distribución de los usos del suelo de la zona de estudio la podemos observar en la figura 3-7. El análisis realizado a la cartografía de usos del suelo agrupada en usos comunes (Tabla 3-4) muestra un predominio de bosques de eucalipto y pino (32.2%), matorral y especies madereras (15.6%) y de prados, en mayoría cultivos anuales y matorral (13.1%), como usos de suelos más abundantes.

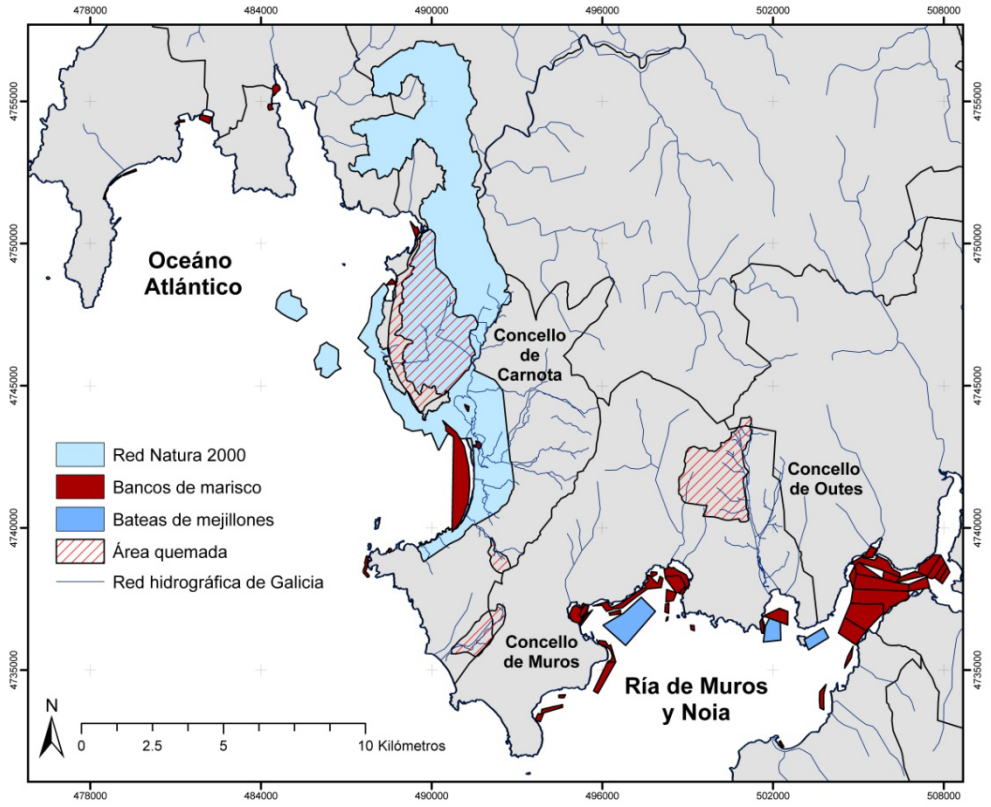


Figura. 3-6. Espacios pertenecientes a la Red Natura 2000 dentro de la zona de estudio, bancos de marisco, banco de mejillones y área de afectación de los incendios.

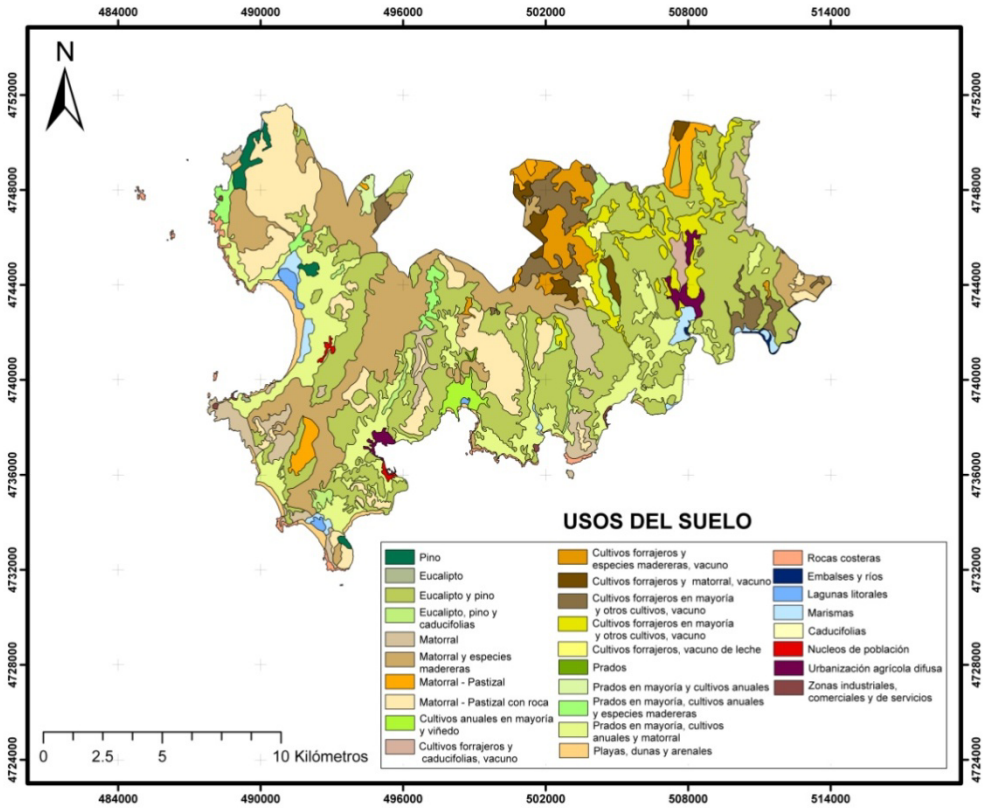


Figura 3-7. Mapa de usos del suelo de la zona de estudio. (Mapa de Coberturas y Usos del Suelo de Galicia, SITGA (Escala 1:25000, Versión 1.1).

Tabla 3-4. Usos del suelo de la zona de estudio.

Usos del suelo	**%**
Eucalipto y pino	32.2
Matorral y especies madereras	15.6
Prados en mayoría, cultivos anuales y matorral	13.1
Matorral - pastizal con roca	10.8
Matorral	5.0
Cultivos forrajeros en mayoría y otros cultivos, vacuno de leche y carne	4.0
Cultivos forrajeros en mayoría y otros cultivos, vacuno de leche	3.3
Cultivos forrajeros y especies madereras, vacuno de leche y carne	2.9
Matorral – pastizal	1.9
Marismas	1.3
Cultivos forrajeros y matorral, vacuno de leche y carne	1.3
Playas, dunas y arenales	1.3
Eucalipto, pino y caducifolias	1.2
Prados en mayoría, cultivos anuales y especies madereras	1.0
Urbanización agrícola difusa	0.8
Pino	0.8
Rocas costeras	0.7
Cultivos anuales en mayoría y viñedo	0.7
Caducifolias	0.4
Cultivos forrajeros y caducifolias, vacuno de leche y carne	0.4
Lagunas litorales	0.4
Prados en mayoría y cultivos anuales	0.4
Núcleos de población	0.2
Zonas industriales, comerciales y de servicios	0.1
Embalses y ríos	0.1
Cultivos forrajeros, vacuno de leche	0.1
Prados	0.07
Eucaliptos	0.03

Discriminando de manera más general los diferentes usos del suelo (Figura 3-8) podemos observar un predominio de bosques y matorral, seguido por los pradosy los cultivos.

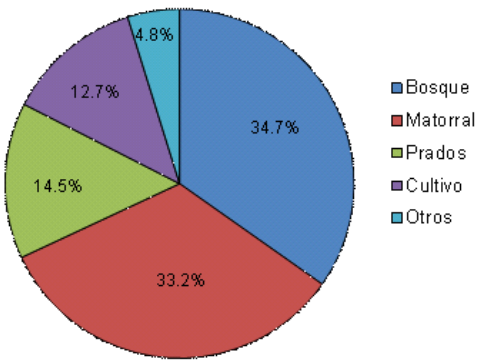


Figura 3-8. Distribución de los usos del suelo en la zona de estudio.

Utilizando la misma clasificación general de los usos del suelo del apartado anterior (Figura 3-8), se realizó un análisis para cada una de las cuencas de estudio mostrándose la siguiente distribución de usos del suelo:

Tabla 3-5. Porcentajes de los distintos usos del suelo por cuencas.

Cuenca	Bosque (%)	Matorral (%)	Prado (%)	Cultivo (%)
Rego dos Muiños(C1)	39.6	53.5	6.9	0.0
Rego Botireiro (C2)	0.0	99.8	0.2	0.0
Rego Dos Feales (C3)	0.0	99.1	0.9	0.0
Río Mallou (C4)	28.2	71.8	0.0	0.0
Río de Pedrafigueira (C5)	27.6	72.4	0.0	0.0
Río Valdebois (C6)	5.9	90.5	3.6	0.0
Río Maior (C7)	41.5	53.0	4.2	1.3
Río Arestiño (C8)	57.9	32.8	0.2	9.1

3.1.9.- Geología.

El encajamiento de la red hidrográfica de la zona de estudio con la consiguiente formación de montes y sierras locales de distribución irregular está determinado por el condicionamiento del relieve por parte de la litología. La elevada competencia de las rocas que la componen, en su mayor parte representado por rocas graníticas, define un relieve abrupto, con ríos de curso rápido que vierten sus aguas a la Ría de Muros e Noia o directamente al océano Atlántico. (IGME, 1981).

Entre las litologías predominantes en la zona de estudio (Figura 3-9) se pueden identificar dos series bien diferenciadas de rocas graníticas hercínicas: la serie del granito de dos micas y la serie de las granodioritas con megacristales. Los granitos de dos micas pertenecen a los granitoides de tendencia alcalina y de gran abundancia en todo el occidente de Galicia, donde según Capdevila & Floor (1970) constituyen el 35% de los afloramientos. El tercer tipo de roca más abundante son las granodioritas tardías tipo Pando, se trata de una granito biotítico tardihercínico de grano medio a grueso.

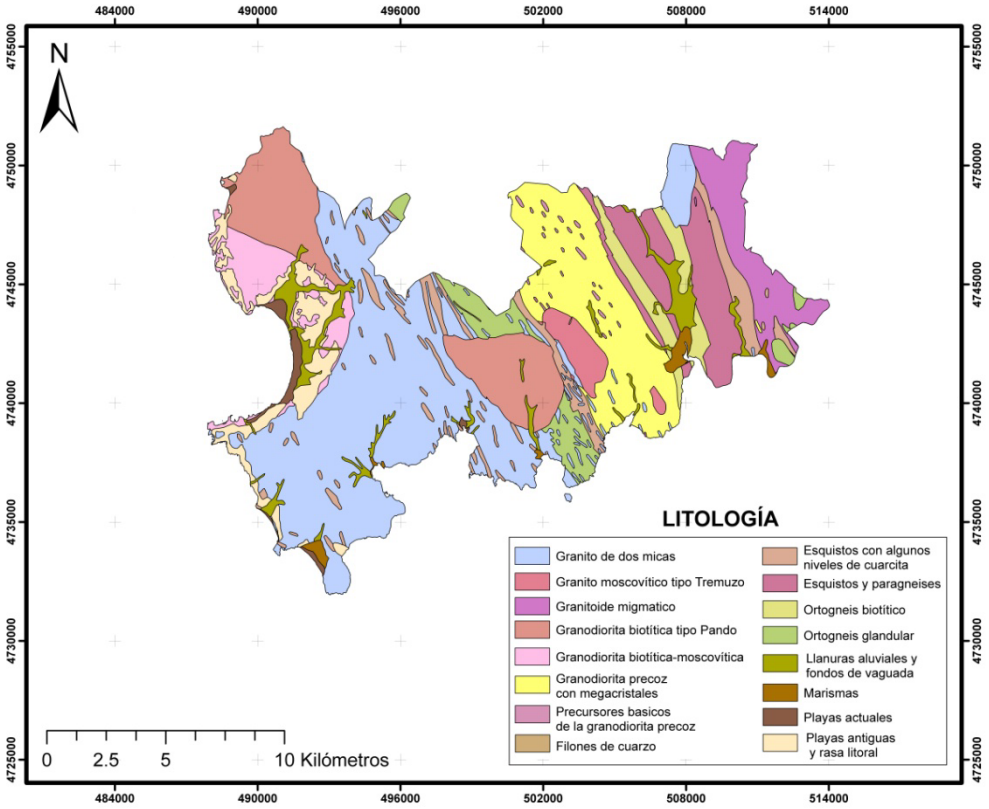


Figura 3-9. Mapa geológico de la zona de estudio. (Mapa Geológico del SITGA, Escala 1:100.000)

En la siguiente tabla, se pueden observar de manera general los porcentajes de área correspondiente a cada litología en cada una de las cuencas estudiadas.

Tabla 3-6. Porcentajes de área correspondiente a cada litología por cuencas.

Cuencas	Granito (%)	Granodiorita (%)	Esquistos (%)	Ortogneis (%)	Aluviales (%)
Rego dos Muiños (C1)	91.4	0.0	2.6	0.0	6.0
Rego Botireiro (C2)	0.0	99.9	0.0	0.0	0.1
Rego Dos Feales (C3)	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0
Río Mallou (C4)	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Río de Pedrafigueira (C5)	91.3	2.9	5.8	0.0	0.0
Río Valdebois (C6)	32.7	64.2	1.0	0.0	2.1
Río Maior (C7)	6.1	69.2	5.8	17.1	1.9
Río Arestiño (C8)	28.8	53.9	15.0	2.2	0.1

3.2.- Tratamiento de la información cartográfica.

Cartografía.

Para la realización del presente trabajo fue necesario el reconocimiento y la delimitación de las zonas de estudio afectadas por los incendios de los veranos de 2005, 2006 y 2007. La selección de la ubicación de los puntos de muestreo y de las estaciones de control hidrológico se hizo mediante trabajos de campo, con la ayuda de la cartografía 1:25000 del Instituto Geográfico Nacional (IGN), Hojas: 93-III, 93-IV (Outes) y 119-I, 119-II (Noia) (Figura 3-10). Posteriormente se empleó la cartografía digital 1:5000 de la Xunta de Galicia para la realización de un análisis más detallado de la topografía de la zona y la identificación de los cursos de agua.

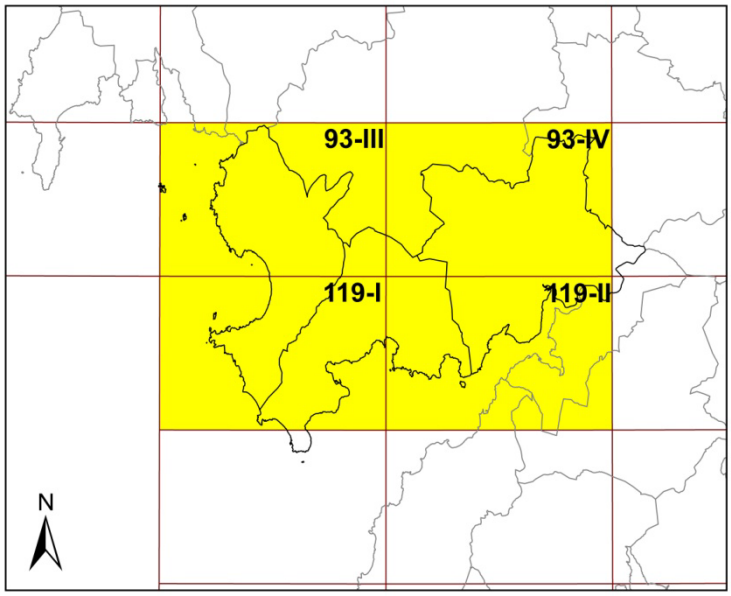


Figura 3-10. Hojas 1:25000 empleadas para la identificación del área de estudio.

Para la identificación de los usos del suelo y la geología de la zona fue utilizado como base el Mapa de Coberturas y Usos del Suelo de Galicia referido al año 2004 (Escala 1:25000, Versión 1.1) desarrollado por el SITGA (Sistema de Información Territorial de Galicia), y los mapas geológicos 1:50000 del IGME, Hojas: 93,3-7 (Outes) y 119,3-8 (Noia) y el 1:100.000 del SITGA.

Sistemas de Información Geográfica.

Fue empleado el programa ArcGis 9.3, potente herramienta de uso sencillo que pone al alcance del usuario el manejo de información geográfica, que permite visualizar, explorar, consultar y analizar datos espaciales. ArcGIS es el nombre de un conjunto de productos de software en el campo de los Sistemas de Información Geográfica o SIG. Producido y comercializado por ESRI (Enviromental System Research Institute), bajo el nombre genérico

ArcGIS se agrupan varias aplicaciones para la captura, edición, análisis, tratamiento, diseño, publicación e impresión de información geográfica.

Características morfométricas de las cuencas.

La determinación de las características morfométricas de las cuencas se hizo empleando la aplicación ArcMap de ArcGis 9.3. Este programa a través de la información cartográfica introducida y las tablas de atributos que le fueron asociadas, permitió la generación de los mapas necesarios para el estudio (geológico, de usos y tipos de suelo, etc). Además con la utilización de las extensiones del programa, que permiten la realización de tareas específicas, se pudo determinar las características morfométricas de las cuencas (*Spatial Analyst, 3D Analyst).*

Para la delimitación de las cuencas en estudio se utilizó la extensión *ArcHydro*, teniendo en cuenta que fue necesario revisar y corregir manualmente la delimitación automática en aquellos puntos en los que se detectaron irregularidades debido a la calidad de la base cartográfica utilizada. En la siguiente figura podemos observar una imagen de cómo se muestra en pantalla el software empleado.

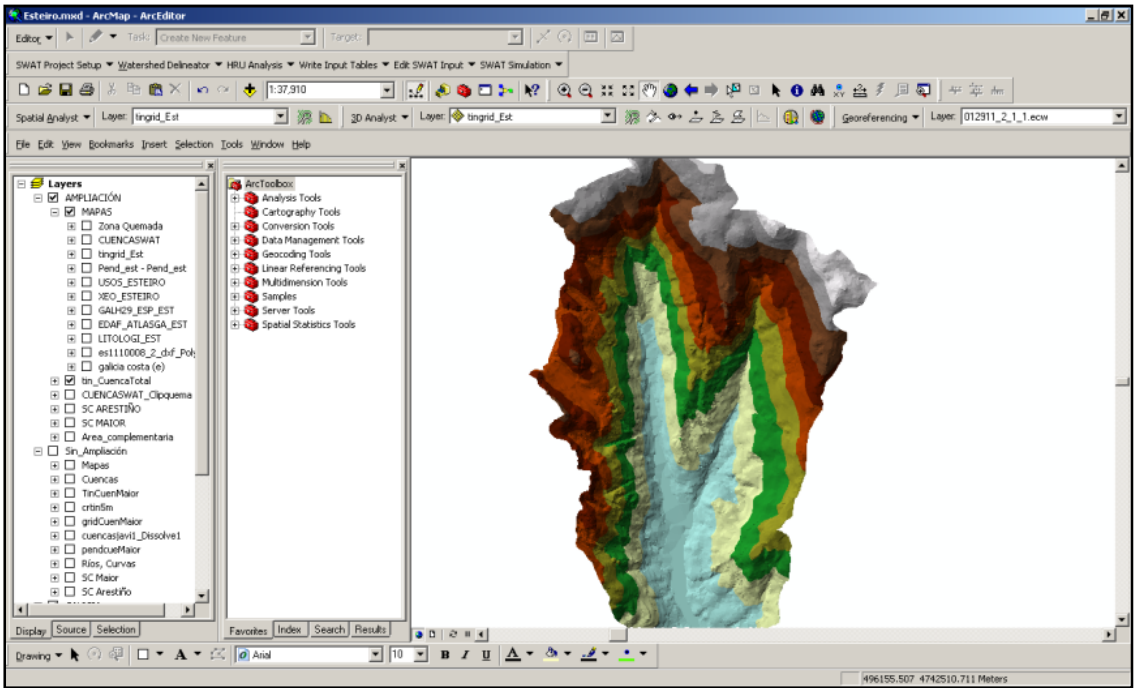


Figura 3-11. Sistema de Información Geográfica utilizado para el procesamiento de la información territorial

3.3- Análisis hidrológico.

A continuación se describen los materiales y métodos empleados en el análisis hidrológico de las cuencas estudiadas.

3.3.1- Datos climatológicos.

Los datos climatológicos utilizados fueron los de las series pluviométricas de las estaciones: Convento Franciscanos (Louro), Monte Iroite (Noia), Serra de Outes (Outes) y Vilacova (Lousame), información cedida por la Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (Figura 3-12).

Fueron instalados también dos pluviómetros marca Hobo con data logger RG3-M dentro de la delimitación de las cuencas (uno en el cierre y otro en la parte más alta).

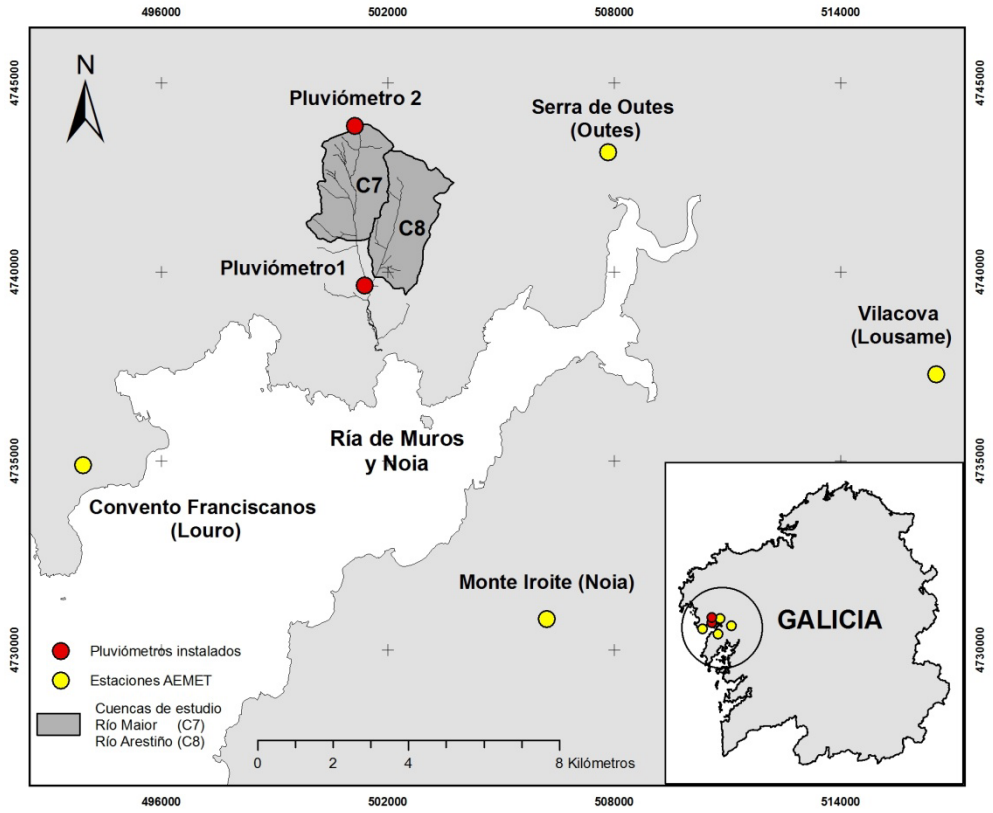


Figura 3-12. Ubicación de los pluviómetros instalados y de las estaciones meteorológicas de referencia.

3.3.2.- Hidrometría.

3.3.2.1.- Caudal.

Para determinar el caudal circulante en las secciones de aforo se utilizó la ecuación de continuidad, que indica que en cualquier sección transversal y en todo momento el caudal se puede expresar como:

$$Q = \bar{v}.A \tag{3-1}$$

donde:

Q: es el caudal.

$\bar{v}$: es la velocidad que se calcula a través de las medidas realizadas en la sección transversal.

A**:** es el área de la sección (que se conoce o se estima).

Aunque ésta es la metodología básica para determinar el caudal (método "área-velocidad") se puede emplear también la relación existente entre el caudal y la rugosidad del fondo para determinar el valor del flujo.

En canales existe una relación entre el calado y el caudal circulante, siendo mayor el caudal a medida que el calado se incrementa. Si expresamos el caudal como $Q = \bar{v}.A$ y se emplea la ecuación de Manning para determinar la velocidad $(v = ({R_H}^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}})/n)$ se tiene:

$$Q = \int_0^B \frac{R_h{}^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}}}{n} h(y)dB \tag{3-2}$$

donde:

Rh: radio hidráulico de la sección.

S: el gradiente hidráulico.

n: el coeficiente de fricción de Manning.

Aplicando esta fórmula sólo necesitamos conocer la fórmula de la sección (la relación entre $h(y)$ y el ancho de la sección), una estimación del coeficiente de fricción de Manning y el valor de la pendiente hidráulica.

3.3.2.2.- Método de medición del caudal.

Para la medición del caudal se empleó el método área-velocidad, el cual consiste en dividir el área mojada de la sección transversal en un número determinado de áreas verticales que dependerán del ancho de la corriente. La cantidad de estas áreas verticales se corresponde con las verticales de velocidad para las cuales se conoce la distribución de la velocidad en función de la profundidad (Figura 3-13).

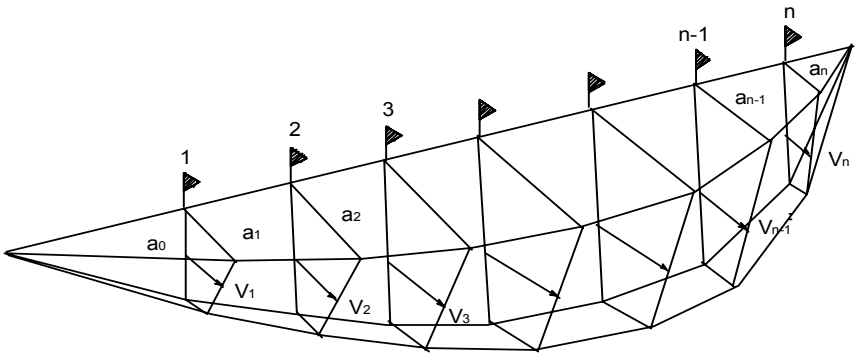


Figura 3-13. Esquema para el cálculo del caudal analíticamente por el método Área-Velocidad.

Para aplicar este método se determinó para cada una de las $\boldsymbol{n}$ verticales la velocidad media $V1, V2 \ldots . Vn$ y sus correspondientes profundidades $h1. h2 \ldots . hn.$

Como la distribución de las velocidades en las verticales y la línea del perímetro mojado de la sección transversal han pasado de tener un carácter curvo a ser líneas rectas compuestas, el cuerpo complejo del modelo caudal se transforma en una serie de n figuras geométricas, cuyo volumen puede ser calculado por la siguiente expresión:

$$Q = K_1 \bar{V}_1 a_0 + \frac{\bar{V}_1 + \bar{V}_2}{2} a_1 + \frac{\bar{V}_2 + \bar{V}_3}{2} a_2 \ldots + \frac{\bar{V}_{n-1} + \bar{V}_n}{2} a_{n-1} + K_2 \bar{V}_n a_n \qquad (3\text{-}3)$$

donde:

Q : caudal total a través de la sección transversal en m^3/s.

$\overline{V}_1, \overline{V}_2, \ldots . \overline{V}_{n-1}, \overline{V}_n$: velocidad promedio en cada una de las verticales en m/s.

$a_0, \ a_1, \ldots . a_{n-1}, a_n$: áreas parciales de la sección transversal en m^2.

K: coeficiente que se aplica a la velocidad media, correspondiente a las verticales más próximas a los márgenes, considera la disminución de la velocidad media debida a la rugosidad de los márgenes y la existencia de estancamientos de agua (espacio muerto).

Los distintos valores que puede tener K en distintas condiciones podemos observarlos en la siguiente tabla:

Tabla 3-7. Valores del coeficiente K. (Lushcheva, 1972).

Condición de orilla	***K***
Margen con pendiente cero y profundidad cero en la orilla	0.7
Margen escarpada	0.8
Margen plana y pulida	0.9
Existencia de espacio muerto	0.5

El cálculo del caudal se obtuvo utilizando las mediciones de velocidad y profundidad. Una línea de marcación se extendió a través de la corriente a intervalos regulares midiendo en ella la profundidad del agua con una barra calibrada y la velocidad con un molinete

3.3.2.3.- Medición de la velocidad.

La velocidad se midió con un molinete hidrométrico A-OTT C2 de fabricación Alemana (Figura 3-14), cuyas características se resumen a continuación:

- Velocidad de flujo de 0.025 m/s a 5 m/s.
- Molinete contacto de relé 1 pulso/revolución.
- Material-cuerpo Aluminio-Ni 8 mt.
- Material hélice Aluminio anodizado.
- Peso s/hélice: 0.103 kg.

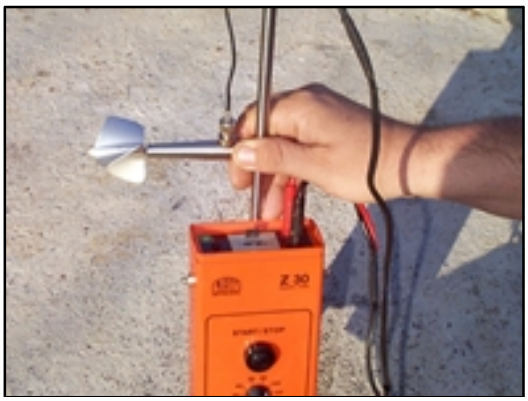


Figura 3-14.- Mini-molinete hidrométrico C2

3.3.2.4.- Métodos de medición de la velocidad media en la vertical.

Los métodos empleados para la medición de la velocidad media en la vertical durante las diferentes campañas de aforo son los que se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 3-8. Métodos para obtener la velocidad media en cada vertical (Boiten, 2000).

Método	Fórmula	Observaciones
Un punto	$\overline{v} = \overline{v}_{0.6H}$	$H < 0.25m$
Dos puntos	$\overline{v} = 0.5(\overline{v}_{0.2H+}\overline{v}_{0.8H})$	$H < 0.5m$
Tres puntos	$\overline{v} = 0.25\overline{v}_{0.2H+}0.5\overline{v}_{0.6H)} + \overline{v}_{0.8H)}$	$H > 0.5m$
Cinco puntos	$\overline{v} = 0.1(\overline{v}_{sup} + 3\overline{v}_{0.2H)} + 2\overline{v}_{0.6H} + 3\overline{v}_{0.8H} + \overline{v}_{fondo})$	

La duración de medición de la velocidad en cada punto de la vertical fue de 30 segundos (Δ = 30 s), y la separación entre las distintas verticales fue tal que el caudal parcial entre dos verticales no fuese superior al 10% del caudal total de la sección. Este procedimiento no suele ser sencillo de realizar si no se tienen mediciones previas, por lo que se seleccionó un número de verticales en función del ancho de la corriente.

3.3.2.5.- Estaciones hidrométricas.

Las estaciones de aforo fueron ubicadas en los puntos de cierre de las cuencas del Río Maior (C7), a una altitud de 28 msnm y con un área de drenaje de 5.20 km^2, y del Río Arestiño (C8) a una altitud de 15 msnm y con un área de drenaje de 4.79 km^2 (Figura 3-15 y 3-16). En ambas estaciones se realizó un registro en continuo cada cinco minutos de nivel, durante los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11, con sondas de presión CS450 y un registrador automático CR1000 de la casa CAMPBELL.

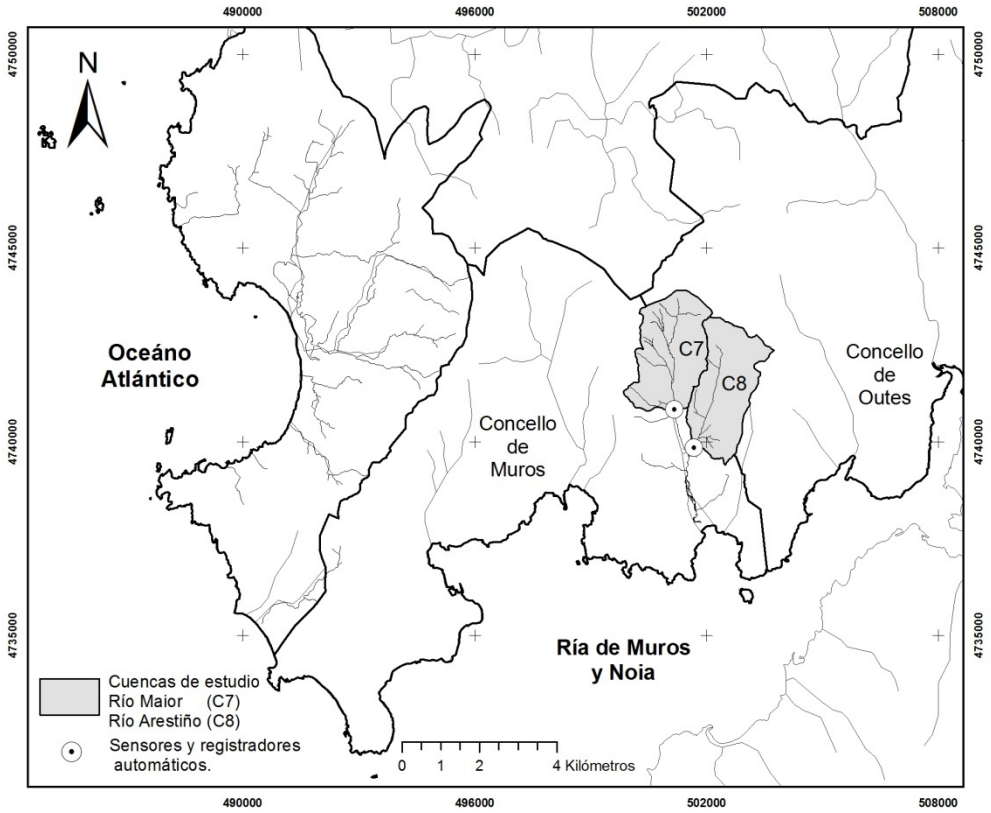


Figura 3-15. Ubicación en las cuenca de las estaciones hidrométricas.

Los tramos de las secciones de aforo en ambas cuencas fueron seleccionados tomando en cuenta:

- La sección debe ser recta e uniforme aguas arriba del lugar de medición.
- El lecho de la sección debe ser suave, libre de vegetación, rocas u otros obstáculos.
- El lecho y las márgenes de la sección deben ser firmes y estables.
- La dirección del flujo debe ser normal a la sección de medición.
- El tramo de los aforos no debe sufrir desbordamiento durante las avenidas.
- El lugar de medición tiene que ser de fácil acceso.
- Las velocidades deben ser mayores de 0.15 m/s y menores de 2.5 m/s.



Figura 3-16. a)Ubicación de la estación hidrométrica cuenca Río Maior. b)Tramo de la sección de aforos cuenca Río Maior (vista aguas arriba). c)Ubicación de la estación hidrométrica cuenca Río Arestiño. d)Tramo de la sección de aforos cuenca Río Arestiño (vista aguas arriba).

3.3.2.6.- Curva de gastos.

Una curva de gastos relaciona la elevación de la superficie libre del agua con el gasto que pasa por la sección, y se construye con datos obtenidos de varias campañas de aforos. En general, la sección de aforos del río no es una sección de control, por lo que la relación nivel-caudal no es única (Aparicio, 2004).

En la mayoría de los ríos, la forma de las secciones transversales cambia continuamente debido a los procesos de erosión y sedimentación, por lo que es conveniente realizar aforos con la frecuencia suficiente para contar en cualquier momento con una curva de gastos actualizada.

A partir de los registros de caudales y calados registrados en las cuencas de estudio durante los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11 se ajustó la curva de gastos del tipo $Q = f(h)$, que tiene como base la ecuación recomendada en el "Manual sobre el cálculo de caudales" de la OMM (1990).

donde:
Q: caudal m^3/s.
H: nivel de la superficie del agua.
a: el caudal correspondiente al caudal nulo.
C: caudal cuando $(H-a)$=1m.
β: pendiente de la curva.

El nivel correspondiente al caudal del gasto nulo (a) se determinó por tanteo hasta conseguir que los puntos situados en el papel logarítmico formen una línea recta. El valor de la pendiente (n) se determinó como la relación existente entre un tramo horizontal y otro vertical de la recta que define la función.

La ventaja de esta ecuación es que al ser una línea recta, nos permite extrapolar la relación nivel caudal en su parte más alta de forma fundamentada. Esta ecuación puede ser ajustada analíticamente por mínimos cuadrados resolviendo un sistema de ecuaciones.

$$\sum(y) - N.(logC) - \beta.\sum(x) = 0 \quad (3\text{-}4)$$

$$\sum(x.y) - \sum(x).(logC) - \beta.\sum(x^2) = 0 \quad (3\text{-}5)$$

donde:
log $Q = y$
log (H-a)= x
N: número de observaciones.

3.3.2.7.- Extrapolación de la curva de gastos.

Es difícil disponer de registros de caudal en episodios de flujos muy bajos o altos (especialmente en estos últimos). En estos casos se pueden emplear métodos para extrapolar la curva de gastos.

Uno de estos métodos es el de extrapolación de velocidades y áreas, que consiste en definir la curva de áreas-calados (a partir de la forma de la sección control) y la curva de velocidades–calados. Para lo cual se emplea la ecuación de Manning:

$$v = \frac{1}{n} {R_h}^{2/3} S^{1/3} \quad (3\text{-}6)$$

Tomando n y s como valores constantes estimados previamente a partir de los registros disponibles.

Otra opción consiste en estimar el caudal a partir de la fórmula de Manning, empleando dos extrapolaciones distintas, una para la pendiente motriz y la otra para la capacidad de transporte del cauce (K):

$$Q = K.S^{1/2} \quad (3\text{-}7)$$

$$K = \frac{A}{n} {R_h}^{2/3} \quad (3\text{-}8)$$

Con esta aproximación que se emplea cuando existen cambios bruscos en la forma de la sección transversal, se aproxima K a partir de los valores de la superficie de la sección y el radio hidráulico. La pendiente motriz tiende a ser constante a medida que el flujo incrementa, y el valor de la constante es en este caso la pendiente del lecho.

Existen también otras herramientas que son de gran utilidad en el estudio de los fenómenos hidráulicos complejos. En muchos casos resulta casi imposible analizar y describir en su totalidad muchos de los problemas, pudiéndose hacer solo parcialmente mediante la ayuda de instrumentos más poderosos que permiten conocer y comprender el comportamiento del agua en la naturaleza y su interacción con el medio natural. Esta herramienta fundamental se encuentra en la investigación mediante la utilización de modelos.

Como alternativa útil en este estudio se recurrió a la simulación hidráulica en régimen permanente gradualmente variado con ayuda del modelo HEC-RAS versión 4.1.0 (USACE, 2010), tomando como base las observaciones de campo (medición de caudales, levantamiento topográfico del cauce y de la superficie del agua) de manera que se modeló con esta herramienta el comportamiento de la curva $Q = f(H)$ fundamentalmente en su parte alta, facilitando así el cálculo de la escorrentía anual dentro de la cuenca con un mayor grado de fiabilidad.

3.3.2.8.- Curvas de duración de caudales.

Se representaron las curvas de duración de caudales para las cuencas analizadas con el fin de realizar un análisis de la frecuencia de los datos de caudales, y representar la frecuencia acumulada de ocurrencia de un caudal determinado. Estas se construyeron representando el caudal con respecto al número de días del año en que ese caudal es igualado o excedido (Réméniéras, 1968).

Se pueden clasificar de esta manera los caudales correspondientes a diferentes períodos de tiempo (mes, año o series largas de años). En el caso de las curvas de duración de un año la escala de tiempo se suele dividir en 365 días, pero lo más acertado es graduar en % el período de observación. Este tipo de curvas tienen una gran variedad de aplicaciones entre las que encontramos los estudios de control de inundaciones, análisis de proyectos de embalses,

diseños de obras de captación de cursos fluviales, estudios de aprovechamiento del agua para riego, etc.

A partir de las curvas de duración de caudales se obtuvieron para las cuencas de estudio:

- **Caudal máximo** $(\boldsymbol{Q máx})$**:** Caudal superado 10 días por año (corresponde al 2.75% del tiempo).
- **Caudal mínimo** $(\boldsymbol{Qmin})$**:** Caudal que puede ser igualado o superado durante 355 días del año (corresponde al 97.5% del tiempo).
- **Caudal de aguas medias** $(\boldsymbol{Q_m})$**:** Caudal promedio entre 90 y 270 días (entre el 25% y 75% de la curva de duración).

3.3.2.9.- Relación entre el caudal y el área de la cuenca.

Existen diferentes métodos para establecer la relación existente entre los caudales medidos y el área de la cuenca hasta la sección de aforos. El empleado en este estudio es el propuesto por Strahler (1984), en el que el caudal y el área se relacionan a través de la siguiente ecuación:

$$Qobs = a.Ac^b \tag{3-9}$$

donde:

$Qobs$: caudales observados.

a: ordenada en el origen, representa físicamente el caudal correspondiente a 1 km^2 de área en la cuenca.

Ac: área de la cuenca.

b: pendiente de la curva.

La ecuación potencial anterior aporta información sobre las relaciones existentes entre el caudal y el área, por ejemplo si el valor de la pendiente de la recta se aproxima a 45º, nos indica que el caudal se incrementa en razón directa con el área de drenaje.

Las relaciones establecidas entre los caudales medidos y el área de una cuenca son de gran utilidad al establecer la relación hidráulica entre el río y las aguas subterráneas, permitiendo clasificar los ríos en ganadores, cuando los niveles freáticos alimentan los cursos de agua durante la mayoría del año, y en perdedores cuando los niveles freáticos se alimentan de la escorrentía superficial (Fetter, 2001).

3.3.2.10.- Análisis de los hidrogramas anuales.

Un hidrograma es la representación gráfica del gasto (volumen de escurrimiento que pasa de manera continua durante todo el año por una sección transversal) contra el tiempo. Los hidrogramas muestran el balance a largo plazo de la precipitación, la evaporación y el caudal en una cuenca (Chow, 1994).

En el caso particular de la gran mayoría de los ríos gallegos, los flujos de agua son permanentes, lo que indica que gran parte del agua de las cuencas proviene de recargas subterráneas, y que en los períodos lluviosos una proporción alta de la precipitación se infiltra, y sirve de recarga durante períodos secos.

Métodos para la separación de hidrogramas en sus componentes.

En la mayoría de los casos la separación del gasto base del gasto directo no es tarea sencilla. Existen varios métodos para realizar la separación de los hidrogramas, aunque los criterios adoptados para decidir el punto donde finaliza la curva de recesión son más o menos arbitrarios y dependerán del buen juicio de quien lo lleve a cabo.(Aparicio, 2004).

En este trabajo se empleó para la separación de hidrogramas el programa HYSEP (Sloto & Crouse, 1996).que se basa en el método de la correlación de los tiempos de vaciado del escurrimiento directo con el área de la cuenca.

3.3.2.11.- Índice de precipitación antecedente (IPA).

El IPA se calculó a partir de la ecuación (Dunne & Leopold, 1978):

$$It = I_0 kt \tag{3-10}$$

donde:

$It\ y\ I_0$ son los valores del índice de precipitación en el día t al comienzo del período de cálculo (mm).

k: es una constante por lo general oscilan entre 0,85 y 0,95. Para este trabajo se utilizó $a = 0.90\,K$, utilizado por Álvarez (2000) en cuencas del noroeste de España con características similares, e indica la tasa de reducción de la humedad del suelo.

t: es el tiempo (en días) desde la última precipitación.

3.4.- Calidad química de las aguas.

Las metodologías empleadas para la realización de los análisis de calidad de las aguas son las recogidas en **"**Standard methods for the examination of water and wastewater**"** (APHA, 2005) y **"**Análisis de las aguas**"** (Rodier, 1981).

Las aguas superficiales fueron recolectadas de forma manual durante las diferentes campañas de muestreo y conservadas a 4ºC hasta el momento de su análisis, sin exceder un tiempo superior a 24 horas. La selección de los puntos de muestreo en cada una de las cuencas analizadas fue realizada tomando en cuenta que estas no se viesen afectadas por factores externos que alterasen el fin del estudio.

Todas las muestras fueron analizadas en el campo y en el laboratorio.

3.4.1.- Análisis de campo.

En el campo se analizaron aquellos parámetros que deben ser determinados en el momento de la recogida de las muestras.

- **pH:** El pH de las aguas se determinó mediante el método electrométrico con un electrodo portátil HANNA HI 9025C.

- **Conductividad eléctrica:** La conductividad eléctrica (µS/cm) fue determinada mediante el método electroquímico a través de un electrodo portátil HANNA HI 9033.

- **Temperatura:** La temperatura (ºC) de las muestras fue determinada con una sonda electrométrica portátil HANNA HI 9025C.

3.4.2.- Análisis de laboratorio.

En el laboratorio se llevaron a cabo los siguientes análisis:.

- **Sólidos en suspensión:** La separación de los sólidos en suspensión fue realizada mediante filtración. Se empleó un sistema de filtración por vacío y filtros de membrana de 0.45 µm. Posteriormente los materiales recogidos en los filtros fueron secados a 103ºC y la cantidad de materiales en suspensión se determinó por diferencia de pesada, expresando los resultados en mg/L.

- **Bicarbonatos:** La determinación de la concentración de los bicarbonatos se hizo mediante una volumetría. Para realizar la valoración se empleó HCl, 0,1 N y como agente indicador el azul de bromofenol. Los resultados fueron expresados en mg/L.

- **Nitrógeno total Kjeldahl:** Este método hace posible la transformación del nitrógeno presente en compuestos de origen biológico (proteínas, péptidos y aminoácidos) en amoníaco, y así se determina todo el nitrógeno existente en el agua a excepción de los nitratos y nitritos. En este método se mineraliza el nitrógeno con catálisis de Cu-Se y titración con ácido sulfúrico. Posteriormente el amoníaco es desplazado por una solución de lejía de sosa a través de una corriente de vapor de agua, siendo después determinado por volumetría. Los resultados se expresan en mg/L y para su determinación fue necesario un digestor (Bloc Digest 12, P Selecta) y un destilador.

- **Amonio:** Este se determinó a través de una destilación, ya que en medio alcalino, el amoníaco es desplazado después de ser arrastrado por el vapor de agua. La determinación se efectúa seguidamente en el destilado por volumetría. Los resultados se expresan en mg/L.

- **Nitratos:** La determinación de los nitratos se hizo mediante un método colorimétrico con HCl, midiendo a una longitud de onda de 220 y 275 nm empleando un espectrofotómetro UV-Visible modelo “CARY 100 Conc” de VARIAN. Los resultados se expresan en mg/L.

- **Fósforo total:** El fósforo total (mg/L), se determinó mediante una hidrólisis ácida de las muestras sin filtrar realizada en autoclave, para posteriormente emplear el método colorimétrico del molibdato amónico, determinando la absorbancia de las muestras a una longitud de onda de 880 nm (espectrofotómetro UV-Visible modelo “CARY 100 Conc” de VARIAN).

- **Fósforo soluble:** Se empleó el mismo método colorimétrico que se utilizó en el fósforo total, pero en esta ocasión realizando el filtrado de las muestras y omitiendo la hidrólisis ácida. Los resultados se expresan en mg/L.

- Cloruros: Los cloruros fueron determinados a partir de la precipitación de los aniones cloruros por adición de una solución de nitrato de plata, determinando posteriormente la absorbancia una longitud de onda de 522 nm (espectrofotómetro UV-Visible modelo “CARY 100 Conc” de VARIAN). Los resultados se expresan en mg/L.

- **Sulfatos:** La determinación de las concentraciones de sulfatos en las aguas se realizó mediante el método nefelométrico, método que se basa en la precipitación de los sulfatos en forma de sulfato de bario en medio clorhídrico, que posteriormente es estabilizado con un agente tenso activo obteniendo así suspensiones homogéneas que pueden ser medidas en el espectrofotómetro (UV-Visible modelo “CARY 100 Conc” de

VARIAN). Las absorbancias de las muestras fueron medidas a una longitud de onda de 650 nm y los resultados se expresan en mg/L.

- **Sodio y Potasio:** Estos elementos fueron determinados por espectrometría de emisión atómica, ya que la excitación provocada por una llama de los átomos de un elemento, provoca la emisión de radiaciones de longitud de onda determinada y cuya intensidad es posible medir por espectrometría (espectrómetro de absorción-emisión atómica SPECTRA AA 220 FS, de VARIA). Los resultados se expresan en mg/L.

- **Calcio, Magnesio, Hierro y Aluminio:** Estos cationes fueron determinados mediante espectrometría de absorción atómica, ya que como átomos neutros son capaces de absorber una cantidad determinada de energía a una cierta longitud de onda (espectrómetro de absorción-emisión atómica SPECTRA AA 220 FS, de VARIAN). Los resultados se expresan en mg/L.

3.5.- Análisis de los suelos sometidos a tratamientos térmicos.

Las metodologías empleadas para el análisis de los suelos son:

- **Capacidad de cambio total y bases de cambio:** Se determinaron a partir del método del acetato amónico pH 7.0, que se fundamenta en que las bases de cambio son reemplazadas por otro catión (NH_4^+) y pasan a la disolución, donde pueden ser determinadas (espectrometría). Para estimar la capacidad de cambio de cationes total (CIC), se elimina el exceso de NH_4^{+-} que no está retenido en las posiciones de cambio, lavando con etanol, y posteriormente se desplaza el NH_4^+ fijado, intercambiándolo con otro catión (Na^+) del que se añade una alta concentración. El valor de CIC se calcula a partir de la cantidad de NH_4^+ que pasó a la disolución. Los resultados se expresan en $cmol^{(+)}$/kg. (Gillman *et al*., 1983).

- **Saturación de bases:** La saturación en bases (V%) se calculó dividiendo las bases de cambio (S) por la CIC y multiplicando por 100 el resultado.

- **Materia orgánica:** Determinada a partir de la oxidación de la materia orgánica del suelo con dicromato potásico y ácido sulfúrico, de modo que, a mayor contenido en materia orgánica mayor cantidad de oxidante consumido. Esto se conoce por medio de la valoración con una sustancia reducida (Sal de Mohr), con lo que la diferencia entre la cantidad de sustancia oxidante presente en el blanco y la presente en la muestra, nos indica la cantidad consumida por la materia orgánica existente en la misma. Los resultados se expresan en porcentaje. (Guitián & Carballas, 1976).

- **Análisis granulométrico:** El método utilizado se basa en la diferente velocidad de sedimentación de las partículas según su tamaño en un medio líquido (Ley de Stokes), determinando así la distribución (%) de las partículas individuales del suelo según su tamaño. (Guitián & Carballas, 1976)

- **pH del suelo:** Para la determinación del pH en el suelo se utilizaron los tres métodos que se especifican a continuación (Guitián & Carballas,1976):

  - **pH en agua:** Al suelo seco y tamizado se le añadió agua destilada (relación suelo:solución de 1:2,5), para luego medir con un pH-metro.

  - **pH en ClK:** Con el suelo seco y tamizado se añadió 25 ml de una solución de ClK 0,1N, para luego de ser agitado y, tras pasadas dos horas, ser medido con un pH-metro.

- **pH en FNa:** En 50 ml de una solución de FNa con pH entre 7.1 y 8.2 estabilizado se añadió suelo seco y tamizado. Posteriormente se agitó durante 1 min, se introdujo el electrodo del pH-metro en la suspensión, después de transcurridos 2 minutos desde la preparación de la misma se midió el pH.

3.6- Simulación a nivel de microcosmos.

En este estudio se emplearon grandes muestras de suelo recogidas sin alterar su estructura que fueron sometidas en laboratorio a choques térmicos y a un proceso de lavado mediante lluvia controlada. De esta forma al controlar los factores tipo de fuego y precipitación se pretende crear unas condiciones experimentales adecuadas para el análisis detallado de los principales procesos implicados.

3.6.1.- Cajas lisimétricas.

Se diseñaron cajas de acero inoxidable de 45x20x15 cm que permiten el muestreo del agua de escorrentía de dos formas, en primer lugar el agua de lluvia que constituye la escorrentía superficial o escorrentía directa y el agua de infiltración o drenaje que constituye la escorrentía subsuperficial (Figura 3-17).



Figura 3-17. Cajas lisimétricas: recolección de las escorrentías generadas

3.6.2- Muestras de suelo.

Se utilizó un suelo tipo Umbrisol léptico (WRB-2007), muy rico en materia orgánica (Tabla 3-9) que se introdujo en las cajas lisimétricas directamente en el campo, respetando su estructura natural (Figura 3-18). Las muestras fueron recolectadas en un pastizal con gramíneas en zona abierta arbolada con pinos, de las cuales dos se utilizaron como controles (T.A), dos fueron sometidas a condiciones de un incendio de intensidad moderada (200ºC de temperatura a 1 cm de profundidad) (Tratamiento A y Tratamiento B) y otras dos a un incendio fuerte (400ºC a 1 cm de profundidad) (Tratamiento C y Tratamiento D).

Tabla 3-9. Ubicación y características de los suelos.

Coordenadas	42º51´N, 8º40´W
Altitud (m)	123
Tipo de roca	Granito y granodiorita
Tipo de suelo	regosol úmbrico
Arenas (%)	72.1
Limos (%)	15.4
Arcillas (%)	12.5
pH (en agua)	5.64
Materia orgánica (%)	13.4



Figura 3-18. Recolección de las muestras de suelo en campo.

3.6.3.- Tratamientos térmicos.

Las muestras, con un contenido de humedad aproximado del 10%, fueron sometidas a tratamientos térmicos en el laboratorio empleando ocho lámparas infrarrojas *Philips* IR375CH (300W cada una) ubicadas a 10 cm de la superficie del suelo (Figura 3-19). La temperatura fue monitorizada a 1 y 6 cm de profundidad hasta alcanzar temperaturas de 200-220ºC y 410-430ºC. Una vez alcanzada en el suelo la temperatura prevista se dejó enfriar, obteniéndose unas curvas de calentamiento muy similares a las producidas en los incendios forestales (DeBano *et al*., 1998[b]).



Figura 3-19. Choques térmicos aplicados a los suelos con lámpara de infrarrojos.

3.6.4.- Simulaciones de lluvia y obtención de las escorrentías generadas.

Una vez realizadas las quemas controladas en laboratorio las muestras de suelo fueron llevadas a un simulador de lluvia (modificado en 2006 sobre la base de los diseñados por Guitián & Méndez (1961) y Morin *et al*. (1967)), que incorpora un brazo móvil con un sistema de chorro de agua para la generación de lluvia. Consiste básicamente de una boquilla pulverizadora oscilante Veejet 8100 (ubicada a 2 m de altura de la superficie del suelo) que genera un chorro de agua en forma de abanico en el que la intensidad de la lluvia viene determinada por la presión de salida y por el ángulo de giro de la misma (Figura 3-20).



Figura 3-20. Simulador de lluvia con acoplamiento de cajas lisimétricas.

La modificación más importante efectuada en el simulador de lluvia consiste en el acoplamiento de las cajas de acero inoxidable (cajas lisimétricas) descritas anteriormente. Las condiciones de trabajo durante las simulaciones fueron: la pendiente del suelo (20%), la intensidad de la lluvia (75 mm/h) y la duración de la lluvia (2h).

Se realizaron dos experiencias de simulación consecutivas, cada una totalizando 150 mm de lluvia, separadas entre sí por un intervalo de 15 días. Durante las simulaciones de lluvia se recolectaron las aguas superficiales y de drenaje de las seis cajas lisimétricas, determinando su composición cada 300ml de agua recogida. Los suelos fueron analizados antes del choque térmico y después de las dos secuencias de simulación de lluvia.

3.6.5.- Mediciones de color.

Cada muestra se dividió en 44 zonas de medida (Figura 3-21), en cada una de las cuales se realizaron 5 medidas de color por contacto empleando un colorímetro portátil *Minolta* con cabezal CR-310, de 50 mm de diámetro. Las condiciones de medida fueron: iluminante D65, observador 2º, geometría de medida d/0º con componente especular incluida.

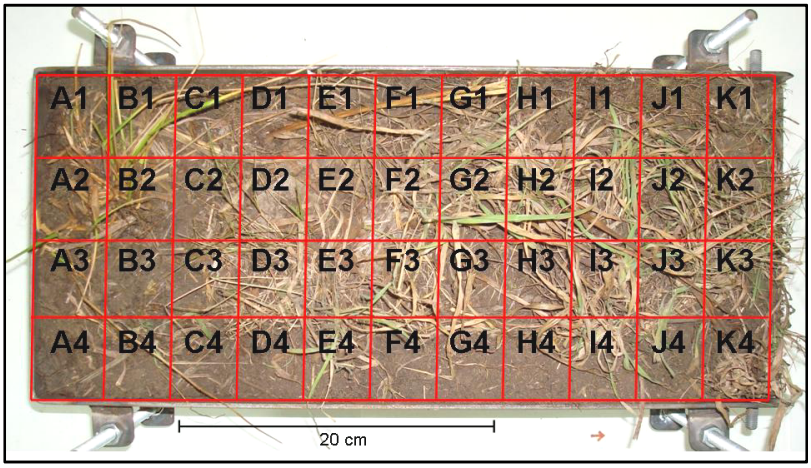


Figura 3-21. Esquema que muestra las 44 parcelas en las que se dividió la superficie de cada una de las muestras para las medidas de color.

Las medidas de color se analizaron considerando el espacio de color CIELAB, basado en el modelo de los colores opuestos. El parámetro L^* es una medida de la claridad, luminosidad o luminancia que varía de 100 (blanco absoluto) a 0 (negro absoluto), mientras que los componentes a^* y b^* definen las componentes de color rojo-verde y amarillo-azul, respectivamente. Así, un valor negativo de a^* define un color más verde que rojo, mientras que un valor positivo de b^* define un color más amarillo que azul. Además de este grupo de coordenadas escalares $(L^*a^*b^*)$ el espacio CIELAB puede ser representado mediante otro sistema de coordenadas cilíndricas o polares que sustituye a^* y b^* por croma(C^*_{ab})

$$C^*_{ab} = \sqrt{(a^{*2} + b^{*2})} \qquad (3\text{-}11)$$

y ángulo tono h_{ab} :

$$h_{ab} = arctan\left(\frac{b^*}{a^*}\right) \qquad (3\text{-}12)$$

Considerar las coordenadas cilíndricas $(L^*C^*_{ab}h_{ab})$ en lugar de las escalares $(L^*a^*b^*)$ permite cuantificar el color del mismo modo que es percibido, es decir considerando los tres atributos de apreciación visual: claridad o luminosidad (su análogo en CIELAB es L^*), croma o intensidad (su análogo en CIELAB es C^*_{ab}) y tono o matiz, (su análogo en CIELAB es h_{ab}). De la misma forma que $(L^*C^*_{ab}h_{ab})$, la notación Munsell tiene en cuenta la percepción humana del color al

definir sus parámetros: *Hue*, que representa el tono, *Value*, que representa la claridad, y *Croma* que representa la intensidad. Utilizando el programa de conversión de Munsell (CMC 2, versión 6.5.5) se determinaron los valores del sistema Munsell (*Value*, *Hue* y *Croma*) a partir de los valores de los parámetros CIELAB obtenidos con el colorímetro portátil *Minolta.*

Está internacionalmente aceptado y extendido el uso de las claves de color Munsell en el estudio del color del suelo (Munsell Color company, 2000; IUSS, 2007; Mouazen *et al*, 2007) empleando un número limitado de fichas (en los Atlas Munsell para suelos el número de cuadros caracterizados cada uno por un *Hue*, *Value* y *Croma* es 175). Sin embargo este criterio de medida depende de una serie de variables como son la luz incidente, el entorno de la muestra y la percepción de la persona que hace la medida. Por estos motivos hemos considerado en nuestro estudio la medición del color empleando un instrumento para la medida del color: colorímetro, que permite una caracterización objetiva del color del suelo.

Por otra parte, el espacio de color CIELAB permite cuantificar las diferencias de color entre dos muestras mediante la combinación de las diferencias de sus tres coordenadas, tanto escalares como cilíndricas, en un espacio euclidiano. Este es el fundamento de la fórmula clásica de diferencia de color CIELAB (3-13) que asume la uniformidad del espacio de color:

$$\Delta E^*_{ab} = \sqrt{(\Delta L^*)^2 + (\Delta a^*)^2 + (\Delta b^*)^2} = \sqrt{(\Delta L^*)^2 + (\Delta C^*_{ab})^2 + (\Delta H^*_{ab})^2} \quad (3\text{-}13)$$

Posteriormente, reconocida la falta de uniformidad de este espacio, la fórmula de distancia euclídea para medir la diferencia de color, ha sido progresivamente revisada y mejorada. La mayoría de las fórmulas de diferencia de color modernas parten de las coordenadas en el sistema CIELAB, introduciendo factores de ponderación apropiados sobre las diferencias CIELAB de claridad, croma y tono. Estos factores de ponderación se introducen para corregir la falta de uniformidad perceptual del sistema, y así surgen, las fórmulas de diferencia de color CIE94 (CIE Publication, 1995) y CIEDE2000 (CIE Publication, 2001), definidas en las ecuaciones 3-14 y 3-15 respectivamente:

$$\Delta E^*_{94}\,(k_L{:}\,k_C{:}\,k_H) = \sqrt{\left(\frac{\Delta L^*}{k_L S_L}\right)^2 + \left(\frac{\Delta C^*_{ab}}{k_c S_c}\right)^2 + \left(\frac{\Delta H^*_{ab}}{k_H S_H}\right)^2} \quad (3\text{-}14)$$

$$\Delta E_{00} = \sqrt{\left(\frac{\Delta L'}{k_L S_L}\right)^2 + \left(\frac{\Delta C'_{ab}}{k_c S_c}\right)^2 + \left(\frac{\Delta H'}{k_H S_H}\right)^2 + R_T\left(\frac{\Delta C'.\Delta H'}{k_c S_c k_H S_H}\right)} \quad (3\text{-}15)$$

donde los valores k_L; k_c; k_H sirven para ajustar las contribuciones relativas de claridad, croma y tono, y así adoptando los valores k_L=1; k_c=1; k_H=1 la fórmulas que se obtienen son CIE94 (1:1:1) y CIEDE2000 (1:1:1); y aumentando la contribución relativa a la diferencia de claridad,

k_L=2; k_c=1; k_H=1, las fórmula son CIE94 (2:1.1) y CIEDE2000 (2:1:1). En cuanto a la importancia relativa de estas correcciones (CIE94 y CIEDE2000), los autores destacan que la mejora de CIE94 sobre CIELAB es notablemente superior a la mejora de CIEDE2000 sobre CIE94.

3.7.- Tratamiento estadístico de los datos.

Tanto los datos hidrometereológicos como los datos de análisis experimental fueron tratados estadísticamente.

3.7.1.- Análisis estadísticos de los datos climatológicos.

Los cambios que se observan en las series hidrometeorológicas pueden ocurrir uniformemente siguiendo una tendencia suave o de forma abrupta donde la tendencia es pronunciada. Si estos cambios resultan significativos pueden entonces afectar a la media, la mediana, la varianza así como a las otras características estadísticas de las series.

Existe una amplia variedad de métodos diseñados para identificar la tendencia, los cambios abruptos, las diferencias en las medias, las medianas entre dos períodos, la aleatoriedad y la independencia de las series. En general se puede decir que con estos métodos estamos evaluando si las series analizadas son estacionarias o no.

Para llevar a cabo un análisis estadístico estricto y válido en cualquier serie de datos hidrometeorológicos, los eventos representados en la serie de tiempo deben haber sido causados por la naturaleza y sin una intervención humana importante. Además los datos deben ser estadísticamente independientes entre sí, homogéneos (todos los eventos se originan de la misma población) y estacionarios (una serie temporal es estacionaria si a largo plazo es invariante con respecto al tiempo). Los cambios no estacionarios en las serie de tiempo pueden afectar a la media, mediana, varianza, correlaciones, o a casi cualquier otro aspecto de los datos.

Las pruebas estadísticas recomendadas por los expertos de la WMO/UNESCO para el estudio de la detección de tendencias y que se utilizan en el presente trabajo se enumeran a continuación en cuatro grupos:

1.- **Pruebas de tendencia:** Test de Mann-Kendall*,Test de Spearman's Rho, Test de regresión lineal**, Método de doble masa:

2.- **Pruebas para cambios abruptos en la media/mediana**: Test de CUSUM*, Test de desviación acumulada (Cumulative desviation test)**, Test de razón de probabilidad de Worsley (Worsley Likelihood Ratio) **:

3.- **Pruebas para diferencias en la mediana/ media en dos períodos**: *U* de Mann-Whitney (Rank-Sum Test)*: t de Student t-test)**:

4.- **Pruebas de aleatoriedad:** Test de cruce de medias (Median Crossing Test)*, Test de puntos de inflexión (Turning Points Test)*, Test de diferencia de rangos (Rank Difference Test)*, Test de autocorrelación (Autocorrelation Test)**:

Las pruebas indicadas con un asterisco (*) son pruebas no paramétricas, estas a diferencia de las paramétricas no siguen una distribución en particular. Son capaces de detectar tendencias y cambios pero no cuantifican la magnitud. La gran utilidad de estas pruebas estriba en que muchas de la variables hidrometeorológicas (precipitaciones máximas, caudales máximos y mínimos, etc.) no se distribuyen normalmente.

Por otra parte, las pruebas indicadas con dos asteriscos (**) son pruebas paramétricas, estas pruebas consideran que las series temporales y sus errores siguen una distribución en particular. La mayoría de estas pruebas asumen una distribución normal.

En las pruebas de tendencia realizadas en este trabajo se consideró como hipótesis nula (Ho) que los datos no mostraban ningún tipo de tendencia. Para las pruebas de cambios abruptos en la media/mediana la hipótesis nula considerada es que no existen cambios abruptos de la media/mediana entre dos períodos de datos, para las pruebas de aleatoriedad la hipótesis nula considera es que los datos proceden de un proceso aleatorio.

Las pruebas estadísticas utilizadas en este trabajo se han evaluado con unos niveles de significación α = 0.01, 0.05 y 0.1. Para detectar variaciones en las distribuciones en cualquiera de las direcciones, el nivel de significación que se utiliza es α/2.

A las series de tiempo original se aplicaron las pruebas *U* de Mann-Whitney (Rank-Sum Test) y t de Student (t-test). Los datos se dividieron en dos subperíodos de igual duración con el objetivo de evaluar si las medias y las medianas del primer período de datos (desde el primer año hasta el año anterior al corte de separación) y del segundo período (desde el año de separación hasta el último año de datos) varían (Kundzewicz & Robson, 2004).

3.7.2.- Análisis de la frecuencia de la precipitación.

Selección de la función de distribución.

En estadística existen muchas funciones de distribución de probabilidad teóricas, por lo tanto es necesario escoger las que mejor se adapten al problema bajo análisis. En este estudio se empleó la función de distribución Lognormal de dos parámetros (LN(2)) (Ramachandra & Hamed 2000).

Pruebas de bondad de ajuste.

Se pueden utilizar ciertas pruebas de bondad de ajuste sobre la base de probar la hipótesis de que una muestra determinada de datos proviene de población en particular, pudiendo ser rechazadas o no en función del nivel de significación seleccionado. Las pruebas más conocidas

son la x^2 y la Kolmogorov-Smirnov, esta última fue la empleada en este trabajo (Aparicio, 2004).

3.7.3.- Análisis estadísticos de los datos experimentales.

Los métodos indicados a continuación son los análisis estadísticos de mayor relevancia utilizados para el análisis de algunos de los datos obtenidos en los ensayos experimentales

- Correlación de Pearson
- t de Student (t-test).
- Análisis multivariante (Manova)

Todos los datos fueron tratados estadísticamente empleando el paquete estadístico SPSS 17.0. (Para una revisión más a detallada de todos los métodos estadísticos descritos ver anexo IV)

4.- Resultados y discusión

4.1.-.Análisis hidrológico de las cuencas de estudio.

Debido a la heterogeneidad de los paisajes y la variación espacio-temporal de los factores que controlan los incendios, especialmente el régimen de precipitaciones, es adecuado considerar extensiones espaciales y temporales amplias a la hora de analizar los impactos del fuego (Bautista & Mayor, 2010). La mayoría de los estudios en los que se analiza la repercusión del efecto de los incendios en los procesos erosivos y de escorrentía, se suelen realizar a nivel de parcelas experimentales (Walsh *et al.,* 1994; Soto & Díaz-Fierros, 1997; Coelho *et al*., 2004; Benavides-Solorio & MacDonald, 2005), debido a que las condiciones idóneas para un estudio a escala de cuenca son mucho menos factibles. La utilización de cuencas de drenaje por otro lado, ofrece la ventaja de que son unidades funcionales, que integran la variedad de todos los procesos implicados. El principal problema del estudio de los efectos de los incendios forestales a nivel de cuenca es la limitación a la hora de la selección del área de estudio, siendo aún más complicado tener cuencas pareadas que permitan hacer comparaciones entre quemadas y no quemadas.

En este estudio se llevó a cabo un análisis hidrológico de dos cuencas pareadas, la del Río Maior (C7) y la del Río Arestiño (C8) ubicadas en los Concellos de Muros y Outes. Con el fin de conocer los distintos procesos relacionados con los caudales circulantes y las posibles afecciones en los coeficientes de escorrentía producidas por el incendio que tuvo lugar en la cuenca del Río Maior durante el verano de 2007, en comparación con la del Río Arestiño no quemada. Para ello se utilizaron los datos obtenidos a partir del registro en continuo de niveles durante cuatro años, permitiendo establecer las relaciones entre el nivel y el caudal circulante, su extrapolación para los niveles más elevados, obteniendo de esta manera, una medida en continuo del caudal que atraviesa la sección de aforos.

Para comprender las posibles diferencias entre la cuenca quemada y no quemada, primeramente se realizará una descripción general de la hidrología de cada una de ellas durante el período de estudio, así como una descripción del régimen de precipitación. Posteriormente se discutirán las posibles diferencias derivadas de las alteraciones producidas por el incendio.

4.1.1.- Precipitación.

4.1.1.1.- Régimen histórico de precipitación en la zona de estudio.

El estudio del régimen de precipitación se realizó a partir del análisis de las cuatro estaciones pluviométricas de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) más cercanas a las dos cuencas estudiadas (Figura 4-1).

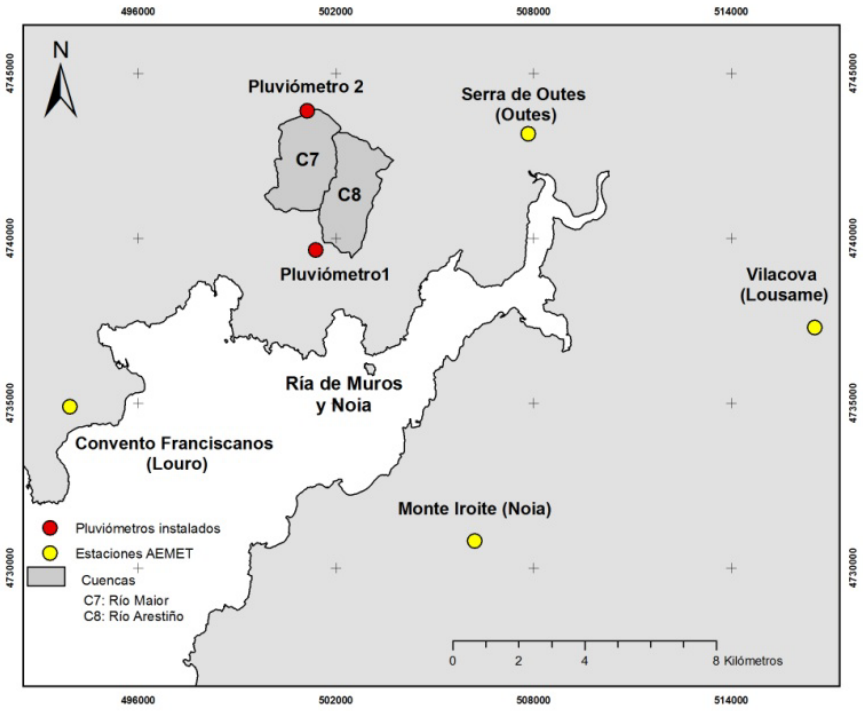


Figura 4-1. Ubicación de las estaciones meteorológicas empleadas respecto a las cuencas analizadas.

Las series concurrentes más largas las poseen las estaciones Convento Franciscanos (Louro) y Serra de Outes (Outes), con un registro de 23 años (1988-2011). Aunque el período de datos disponibles para estas estaciones no se encuentra enmarcado dentro de las normales climatológicas de 30 años (1931/60, 1961/90, etc.) recomendados por la Organización Meteorológica Mundial (OMM), estos datos han sido utilizados como referencia debido a la ausencia de datos anteriores. El resto de las estaciones (Vilacova (Lousame) y Monte Iroite (Noia)) poseen más de 10 años de observaciones, aunque con discontinuidades en los registros, por lo que fue preciso realizar una homogenización de las series con la finalidad de calcular la precipitación histórica de la zona de estudio.

A continuación se presenta una tabla con los valores promedios de precipitación anual calculados y la precipitación histórica en las cuencas.

Tabla 4-1. Valores promedios de precipitación calculados y de la precipitación histórica en las cuencas de estudio.

Estación	P anual (mm)	Altitud (msnm)
Louro (Convento Franciscanos)	1446	110
Noia (Monte Iroite)	2338	685
Serra de Outes	1953	10
Vilacova (Lousame)	2464	220
Precipitación histórica en las cuencas de estudio	**1935 mm**	

4.1.1.2- Precipitación media de las cuencas de estudio.

La precipitación media de las cuencas de estudio durante los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11, se llevó a cabo con los datos registrados por los dos pluviómetros instalados en las cuencas, uno en la parte alta (Pluviómetro 2) a una altura de 412 msnm, y otro próximo a los cierres (Pluviómetro 1) a una altura de 12 msnm. Con los valores de precipitación anual registrados se realizó una estimación de la precipitación media anual de cada una de las cuencas para cada año hidrológico estudiado.

En la tabla 4.2 se pueden observar las precipitaciones registradas por los dos pluviómetros ubicados en las cuencas, como también la precipitación media anual en cada una de ellas para cada uno de los años hidrológicos analizados.

Tabla 4-2. Precipitación registrada por los pluviómetros instalados en la zona de estudio y precipitación media anual estimada en la cuenca.

	Precipitación (mm)		Precipitación media (mm)	
Año hidrológico	**Pluviómetro 1**	**Pluviómetro 2**	**Cuenca Río Maior**	**Cuenca Río Arestiño**
2008-2009	1717	2584	2292	2029
2009-2010	1840	2718	2431	2098
2010-2011	1558	2421	2134	1819

4.1.1.3.- Análisis de frecuencia de la precipitación anual.

Se realizó un análisis de la frecuencia de la precipitación anual a partir de los datos históricos de la estación de Serra de Outes. Esta fue seleccionada debido a que posee una de las series homogéneas más largas, y la que presenta mejor relación con respecto a los datos de precipitación registrados para las cuencas durante el período de observaciones. Para el estudio de la frecuencia de la precipitación anual se llevó a cabo un ajuste de probabilidad de la función de distribución LogNormal de 2 parámetros, estimando los parámetros de la distribución a partir del método de máxima verosimilitud. Para comprobar la idoneidad de esta función se empleó la prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov, comparándola con la función de distribución de la serie de precipitación histórica. Este análisis muestra que la función de distribución seleccionada se ajusta bien a un nivel de $\alpha \leq 0.05$.

Los resultados obtenidos para la estación de Serra de Outes se muestran en la tabla 4-3, donde se establece la clasificación de la precipitación para las diferentes probabilidades de sobrepaso.

Tabla 4-3. Precipitación anual ajustada para las distintas probabilidades de sobrepaso de la estación de Serra de Outes.

P (mm)	(%)	Período
2837	0-5	Muy húmedo
2229	5-25	Húmedo
1884	25-50	Promedio
1591	50-75	Seco
1244	75-95	Muy seco

A partir del ajuste de la función de distribución de frecuencia de los datos históricos de la estación de Serra de Outes, se calcularon las probabilidades de sobrepaso de la precipitación media de las cuencas, estos resultados se pueden observar en la tabla 4-4.

Tabla 4-4. Probabilidades de sobrepaso de la precipitación media de las cuencas durante el período de estudio.

Año hidrológico	P (mm)	%
2008/09	2166	28.6
2009/10	2271	22.7
2010/11	1983	41.6

En la figura 4-2 se representa la función de distribución de frecuencia de la precipitación obtenida para los datos históricos analizados en la estación de Serra de Outes, así como también los resultados mostrados en la tabla 4-4. Como se puede observar la precipitación en las cuencas durante los años hidrológicos 2008/09 y 2009/10 es más próxima a una probabilidad de sobrepaso del 25%, lo que nos permite clasificar ambos años como húmedos, mientras que el 2010/11 es más próximo a una posibilidad de sobrepaso del 50% de la precipitación media histórica.

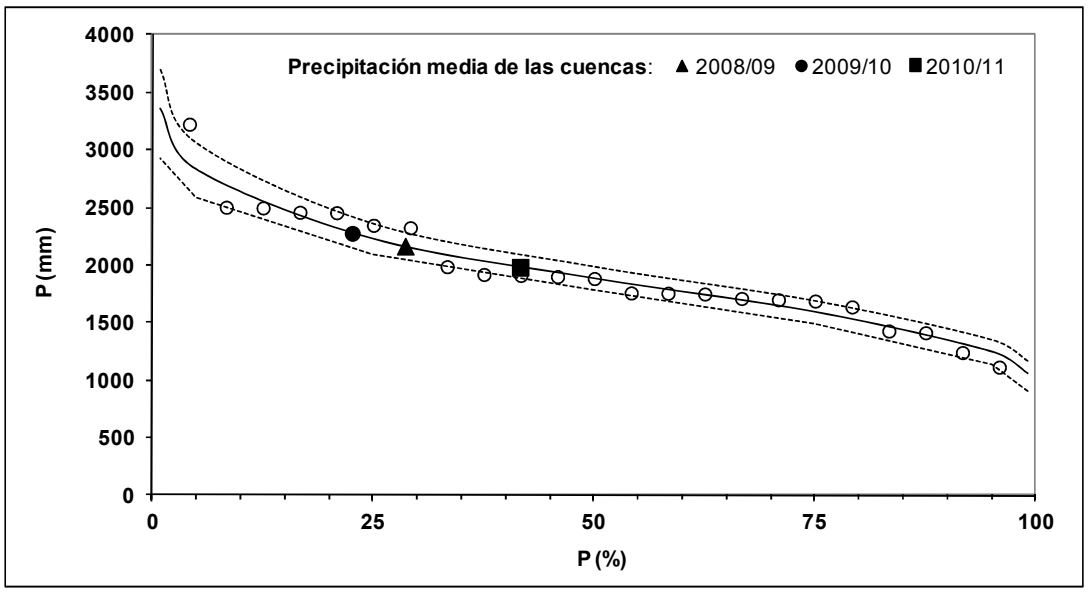


Figura 4-2. Representación de la función de distribución de frecuencia de la precipitación obtenida para los datos históricos analizados en la estación de Serra de Outes.

4.1.2.- Hidrometría.

4.1.2.1- Aforos realizados.

Estación hidrométrica de la cuenca Río Maior.

Durante el período de estudio se realizaron un total de 22 mediciones de caudal en la cuenca Río Maior (desde el 25/10/2007 hasta el 17/02/2011). Para la medición de los caudales fue utilizado el método área-velocidad (WMO, 1980). A continuación se presenta un ejemplo de uno de los aforos realizados en la estación del Río Maior.

Tabla 4-5. Ejemplo de uno de los aforos realizados en la estación del Río Maior.

Río: Maior			Ac= 5.20 Km^2			Molinete C2			Fecha:	02/03/2010
Delta (S): 30									Hora:	12:45
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.9	0.15				k=	0.8	
25	0.83	1	1.3	0.22	0.4	0.185	0.074	0.217	0.174	0.013
28	0.93	2	1.6	0.29	0.3	0.255	0.077	0.242	0.230	0.018
60	2.00	3	1.9	0.37	0.3	0.330	0.099	0.512	0.377	0.037
99	3.30	4	2.2	0.44	0.3	0.405	0.122	0.842	0.677	0.082
89.5	2.98	5	2.5	0.42	0.3	0.430	0.129	0.761	0.801	0.103
83	2.77	6	2.8	0.38	0.3	0.400	0.120	0.707	0.734	0.088
69.5	2.32	7	3.1	0.45	0.3	0.415	0.125	0.593	0.650	0.081
46	1.53	8	3.4	0.38	0.3	0.415	0.125	0.394	0.493	0.061
25	0.83	9	3.7	0.34	0.3	0.360	0.108	0.217	0.306	0.033
23	0.77	10	4	0.32	0.3	0.330	0.099	0.200	0.209	0.021
		OI	4.2	0.36	0.2	0.340	0.068		0.160	0.011
						Área Total (m2):	1.144		Q total (m3/s)	0.548
						V. Promedio (m/s)	0.479		Q total (l/s):	548.33

En la tabla 4-5 se puede apreciar que la sección fue dividida en un total de 10 verticales, en las que se midió la velocidad en dos puntos con la ayuda de un molinete hidrométrico. En la figura 4-3 se representa la distribución de las velocidades y de los caudales unitarios en las verticales de la sección de aforos del Río Maior, y el calado correspondiente a cada una de ellas.

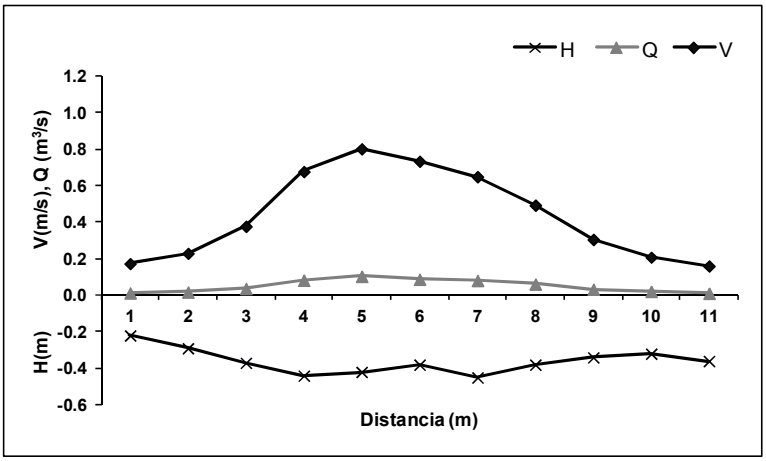


Figura 4-3. Representación de la distribución de velocidades, caudales unitarios y calados en las verticales de la sección de aforos del Río Maior.

El rango de variación de los niveles observados en el Río Maior fue de de 1.41 m, con un nivel mínimo de 0.10 m y un nivel máximo de 1.50 m. El nivel mínimo aforado fue de 0.14 m y el

máximo de 0.45 m, no pudiéndose realizar aforos a vadeo para niveles superiores a este, por ponerse en peligro la integridad del aforador, por lo cual fue necesario la extrapolación de la curva de gastos.

Tabla 4-6. Aforos realizados en la estación hidrométrica ubicada en la cuenca Río Maior.

Fecha	Hora	Q(m^3/s)	H (m)
25/10/2007	18:00	0.010	0.14
24/12/2007	11:00	0.058	0.24
17/07/2008	14:00	0.048	0.22
18/02/2009	13:41	0.190	0.31
30/10/2009	14:12	0.150	0.32
24/12/2009	14:05	0.489	0.39
21/01/2010	13:50	0.558	0.42
02/02/2010	14:45	0.197	0.30
11/02/2010	13:30	0.195	0.29
02/03/2010	12:45	0.548	0.42
16/03/2010	11:20	0.121	0.27
27/05/2010	12:45	0.043	0.21
17/06/2010	14:45	0.061	0.22
15/07/2010	12:45	0.031	0.18
14/12/2010	16:50	0.270	0.33
11/01/2011	15:00	0.683	0.45
13/01/2011	12:20	0.489	0.42
16/01/2011	15:07	0.441	0.40
21/01/2011	14:23	0.338	0.37
29/01/2011	15:00	0.134	0.29
02/02/2011	18:20	0.100	0.27
17/02/2011	17:25	0.563	0.45
		1.00	0.63
		2.00	0.87
Extrapolación		3.00	1.04
		4.00	1.17
		5.00	1.29
		6.00	1.38

La extrapolación de la curva de gastos se realizó a través de la simulación de los tramos de las cuenca del Río Maior y Arestiño en los que se encuentran ubicadas las estaciones de aforo (HEC-RAS versión 4.1.0) (Figura 4-5). Se usaron como datos de entrada los obtenidos en las mediciones de campo, que están relacionados con la pendiente de la superficie del agua en diferentes campañas de medición de caudal y la rugosidad del cauce. La rugosidad del cauce fue determinada tras una inspección in situ y su contraste con los valores aportados en Barnes (1967). además fue adaptada para obtener el mejor ajuste con las mediciones realizadas en campo (Puertas & Sánchez, 2000). Se utilizó para el cauce un coeficiente de rugosidad de

n=0.065, que corresponde a cauces de rugosidad moderada a alta, y con presencia de gran cantidad de rocas.

Como se puede ver en la tabla 4-6 se logró extrapolar la curva de gastos hasta un calado de 1.38 m, de esta manera se consiguió un rango aforado del 92%, rango suficiente para una correcta elaboración de la curva de gastos en la estación de aforos.

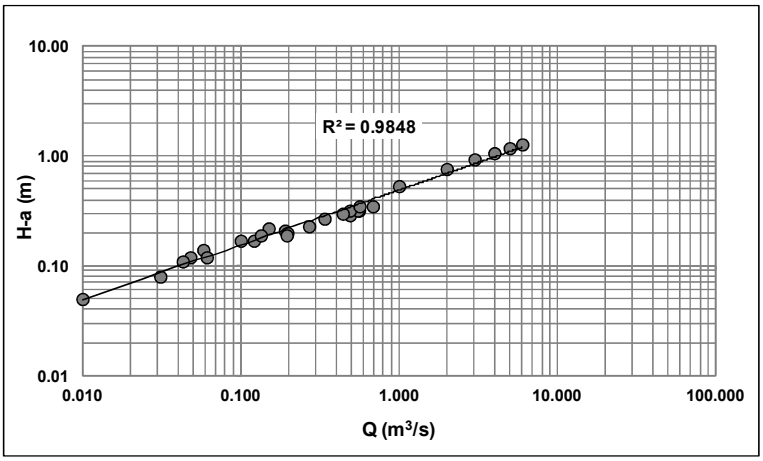
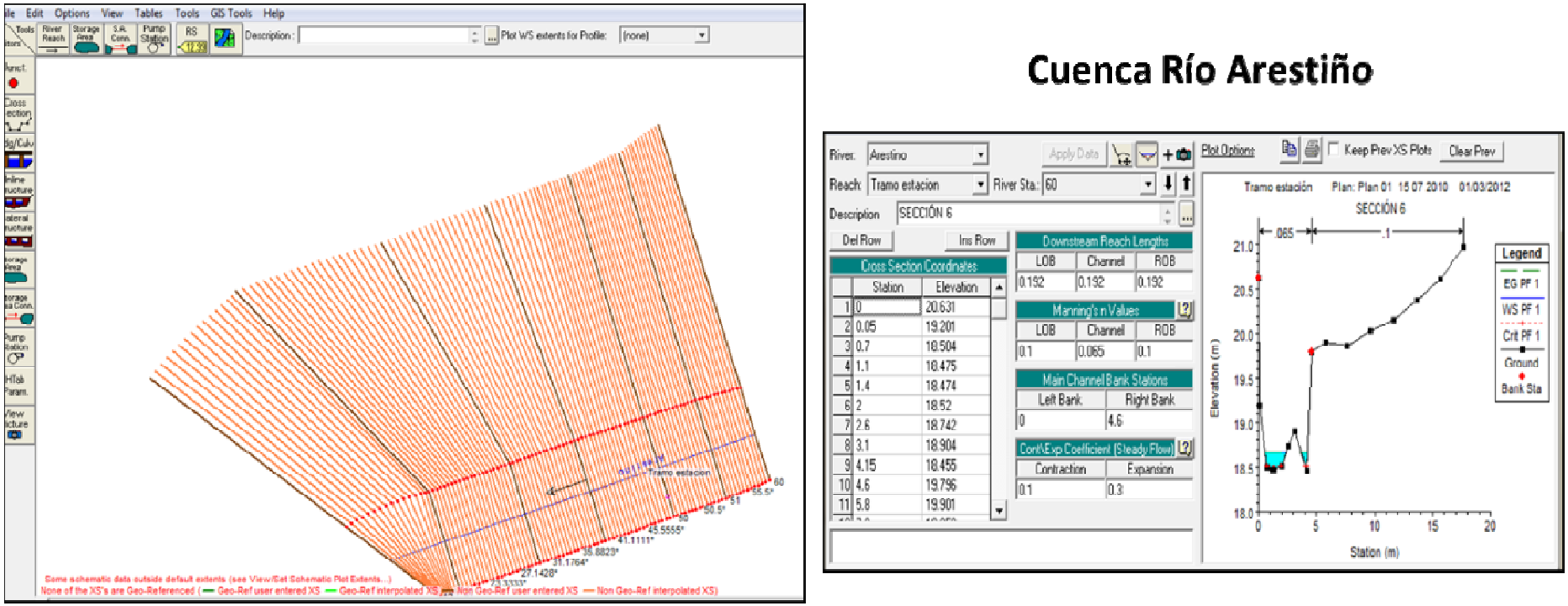


Figura. 4-4. Representación de la curva de gastos de la cuenca Río Maior.

La curva de gastos obtenida tras el período de observaciones es la que se representa en la figura 4-4, y su ecuación es la siguiente:

$$\boldsymbol{Q = 3.8375 * (H - 0.1)^{1.9933}}$$

Figura 4-5. Programa utilizado para extrapolación de la curva de gatos. Ejemplo de una de las secciones del tramo utilizado en la cuenca Rio Arestiño.



Estación hidrométrica de la cuenca Río Arestiño.

Se realizaron un total de 12 campañas de aforo durante el período de observaciones (desde el 24/12/2007 hasta el 17/02/2011), en la tabla 4-7 se muestra un resumen de los aforos realizados en la estación ubicada en la cuenca Río Arestiño.

Tabla 4-7. Aforos realizados en la estación ubicada en la cuenca Río Arestiño.

Fecha	Hora	Q(m^3/s)	H (m)
24/12/2007	12:00	0.033	0.09
11/06/2009	15:20	0.718	0.33
09/10/2009	15:25	0.051	0.13
30/10/2009	15:20	0.146	0.19
02/03/2010	13:15	0.501	0.26
27/05/2010	14:30	0.040	0.08
15/07/2010	11:15	0.019	0.07
13/01/2011	12:46	0.520	0.29
26/01/2011	12:00	0.205	0.24
29/01/2011	14:25	0.185	0.21
02/02/2011	15:55	0.136	0.18
17/02/2011	15:40	0.465	0.30
Extrapolación		8.000	1.480

En esta estación la variación de los niveles fue de 1.44 m, siendo el nivel máximo de 1.46 m, y el mínimo de 0.02 m. El máximo nivel aforado fue de 0.33 m. y el mínimo de 0.09 m. Para completar el rango de niveles registrados en la estación, fue necesario extrapolar la curva de gastos hasta un calado de 1.48 m, logrando de esta manera un rango aforado del 100%, rango idóneo para la elaboración de la curva de gastos en la estación de aforos.

A continuación se presenta un ejemplo de una de los aforos realizados en la estación ubicada en la cuenca Río Arestiño.

Tabla 4-8. Ejemplo de uno de los aforos realizados en la estación ubicada en la cuenca Río Arestiño.

Río: Arestiño			Ac= 4.79 Km^2			Molinete C2			Fecha:	02/03/2010
Delta (S): 30									Hora:	13:15
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m3/s)
		OI	0.5	0.30				k=	0.8	
27	0.90	1	0.7	0.32	0.2	0.310	0.062	0.234	0.187	0.012
48	1.60	2	0.9	0.32	0.2	0.320	0.064	0.411	0.323	0.021
100	3.33	3	1.1	0.30	0.2	0.310	0.062	0.850	0.631	0.039
110	3.67	4	1.3	0.35	0.2	0.325	0.065	0.934	0.892	0.058
132	4.40	5	1.5	0.32	0.2	0.335	0.067	1.120	1.027	0.069
108	3.60	6	1.7	0.26	0.2	0.290	0.058	0.918	1.019	0.059
104	3.47	7	1.9	0.34	0.2	0.300	0.060	0.884	0.901	0.054
111	3.70	8	2.1	0.28	0.2	0.310	0.062	0.943	0.913	0.057
89	2.97	9	2.3	0.27	0.2	0.275	0.055	0.757	0.850	0.047
65	2.17	10	2.5	0.25	0.2	0.260	0.052	0.555	0.656	0.034
48	1.600	11	2.7	0.25	0.2	0.250	0.050	0.411	0.483	0.024
58	1.933	12	2.9	0.20	0.2	0.225	0.045	0.496	0.453	0.020
		OD	3.1	0.00	0.2	0.100	0.020		0.396	0.008
						Área Total (m	0.722		Q total (m3/s	0.501
						V. Promedi	0.694		Q total (l/s)	501.23

La curva de gastos obtenida tras el período de observaciones es la que se representa en la figura 4-6, y su ecuación es la siguiente:

$$\boldsymbol{Q = 4.57 * (H - 0.012)^{1.902}}$$

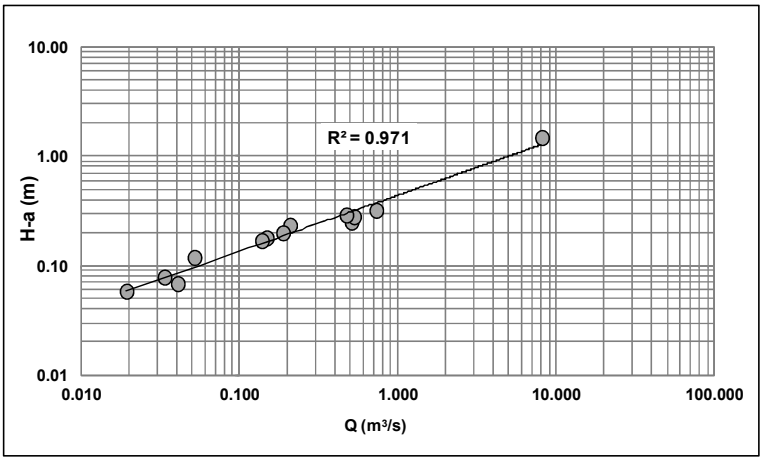


Figura. 4-6. Representación de la curva de gastos de la cuenca Río Arestiño.

4.1.3.- Escorrentía anual.

4.1.3.1.- Caudales máximos y medios.

Los caudales medios y máximos obtenidos durante los años hidrológicos analizados en las cuencas Río Maior y Arestiño son los que se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 4-9. Caudales medios y máximos obtenidos durante los años hidrológicos analizados en las cuencas Río Maior y Arestiño

Caudal	Año hidrológico	Cuenca Río Maior	Cuenca Río Arestiño	Relación
Qmáx (m^3/s)	**2008/09**	2.417	1.366	1.8
	2009/10	1.71	0.982	1.7
	2010/11	1.923	1.351	1.4
Qmedio(m^3/s)	**2008/09**	0.232	0.154	1.5
	2009/10	0.235	0.153	1.5
	2010/11	0.173	0.135	1.3

El estudio de la evolución de los caudales medios anuales (Figura. 4-7), muestra que estos son muy similares durante los años hidrológicos 2008/09 y 2009/10 (años más húmedos) en ambas cuencas, a diferencia del año hidrológico 2010/11 con caudales medios inferiores. En el caso de la comparación de los caudales máximos durante los tres años, se puede notar que en las dos cuencas, los mayores valores de caudal se presentan durante los años 2008/09 y 2010/11.

Comparando los caudales máximos y medios de las cuencas Río Maior y Arestiño, es notorio que los mayores valores los presenta la cuenca Río Maior durante todo el período. Estas diferencias se ven disminuidas durante el último año (2010/11), donde las relaciones entre ambas cuencas, en el caso de los caudales máximos decrecen de 1.8 veces a 1.4, y en el de los caudales medio de 1.5 a 1.3

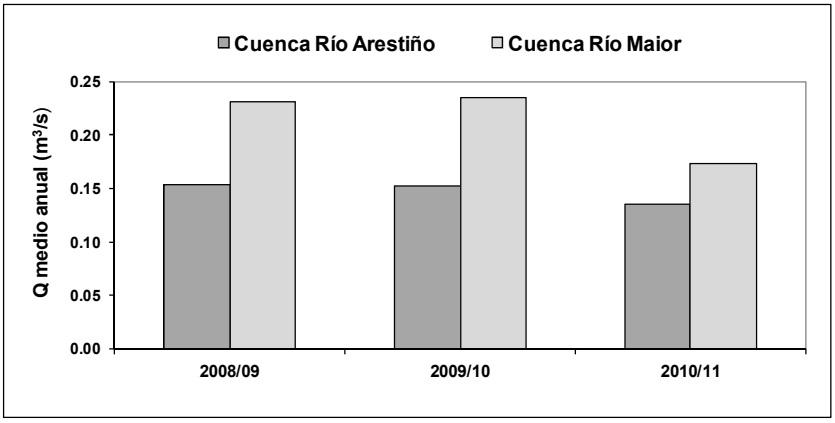


Figura 4-7.- Evolución de los caudales medios anuales en las cuencas Río Maior y Río Arestiño.

4.1.3.2.- Caudales mínimos.

Los caudales mínimos promedio de 7 días consecutivos a lo largo de un año, son índices ampliamente utilizados en la caracterización de los caudales en los EE.UU (Smakhtin, 2001). El promedio de 7 días consecutivos se denomina caudal de tiempo seco (Hindley, 1973), su principal ventaja es que minimiza las variaciones artificiales en el caudal del río y los posibles errores derivados del cálculo de la media.

Para el análisis de los caudales mínimos registrados en las cuencas Río Arestiño y Río Maior, fueron utilizados los valores mínimos promedios durante 7 días consecutivos (Tabla 4-10).

Tabla 4-10. Caudales mínimos 7 días obtenidos durante los años hidrológicos analizados en las cuencas Río Maior y Arestiño

Cuenca	Año hidrológico	Qmín 7 días (m^3/s)
Río Maior	2008/09	0.002
	2009/10	0.014
	2010/11	0.017
Río Arestiño	2008/09	0.001
	2009/10	0.002
	2010/11	0.011

Con respecto a los caudales mínimos de 7 días, podemos notar en el caso de la cuenca del Río Arestiño, que estos son muy similares durante los años hidrológicos 2008/09 y 2009/10, y que durante el año 2010/11 se muestra un caudal 5 veces superior. En el caso de la cuenca del

Río Maior el año 2008/09 es el que presenta el menor valor, para mostrar posteriormente durante los dos años hidrológicos posteriores valores de caudales mínimos de 7 días hasta 8 veces más altos.

4.1.3.3.- Coeficientes de escorrentía.

En la figura 4-8 y 4-9 se pueden apreciar los valores de las láminas anuales de escorrentía para cada una de las cuencas con respecto a la precipitación media.

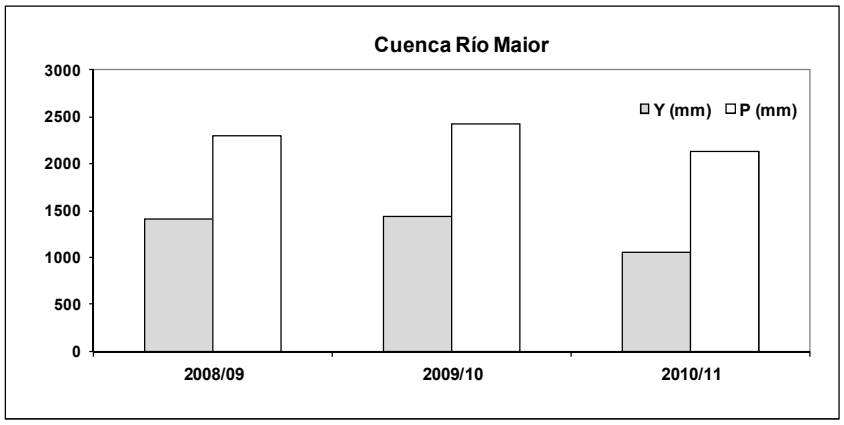


Figura 4-8.-Comparación de las láminas anuales de escorrentía (Y) y de la precipitación media (P) de la cuenca Río Maior.

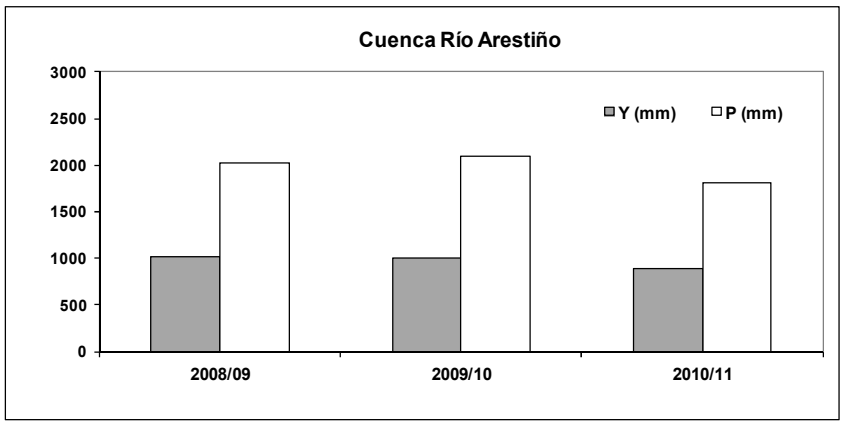


Figura 4-9.- Comparación de las láminas anuales de escorrentía y de la precipitación media de la cuenca Río Arestiño.

A partir de los datos de la precipitación media de cada una de las cuencas y las láminas obtenidas, se calcularon los coeficientes de escorrentía correspondientes a cada año hidrológico. En la figura 4-10 se puede apreciar que los coeficientes de escorrentía de la cuenca Río Maior son superiores durante el primer año, y van descendiendo hasta el tercer año de estudio, donde se igualan con los de la cuenca Río Arestiño. Por otra parte, los coeficientes de escorrentía de la cuenca Río Arestiño no muestran casi variaciones durante los tres años de observaciones.

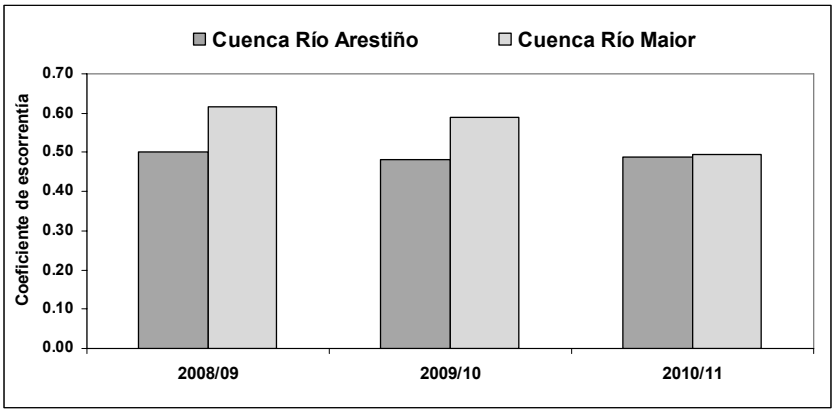


Figura 4-10.- Evolución de los coeficientes de escorrentía para las cuencas Río Maior y Arestiño durante los años hidrológicos analizados.

4.1.3.4.- Comparación de la distribución mensual de las láminas de escorrentía en las cuencas Río Maior y Arestiño.

El patrón de comportamiento de las láminas de escorrentía mensual como puede observarse en la figura 4-11, muestra que durante los meses de mayor precipitación (noviembre, diciembre, enero y febrero) de los años hidrológicos 2007/08, 2008/09 y 2009/10, las láminas de escorrentía son superiores en la cuenca del Río Maior respecto a las del Río Arestiño. Este comportamiento cambia para estos mismos períodos durante el año 2010/11 donde las láminas prácticamente se igualan. Comportamiento similar sucede en los meses de marzo, abril y mayo durante estos tres años, aunque de manera menos acentuada. En el caso de los meses de menor precipitación (junio, julio, agosto y septiembre) encontramos que las láminas de escorrentía son muy similares para todo el período analizado, a excepción del año 2009 donde la precipitación durante el mes de junio es 2.5 veces superior que la media del mismo mes para el resto de los años.

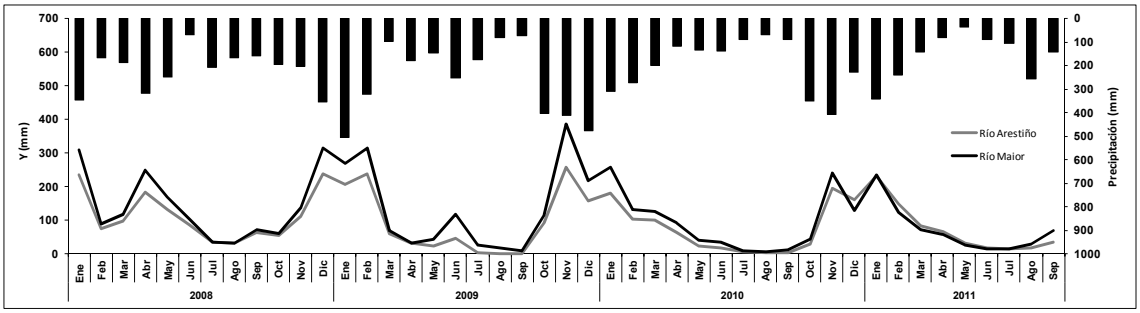


Figura 4-11.-Evolución de las láminas de escorrentía mensuales para la cuenca del Río Maior y Arestiño durante el período 01/2008- 09/2011.

Para establecer las posibles diferencias entre las láminas de escorrentía mensuales del período de observaciones, se calcularon los promedios de las relaciones de las láminas de escorrentía mensual entre ambas cuencas, mostrando que para los meses de mayor precipitación

(noviembre, diciembre, enero y febrero) estas son 1.3 veces superiores en la cuenca Río Maior con respecto a la del Arestiño, esta relación disminuye 1.2 veces en los meses de marzo, abril y mayo, y a prácticamente 1 en los meses de poca precipitación. En el caso del año 2010/11 las relaciones para los tres períodos son inferiores y cercanas a 1.

4.1.4- Curvas de duración de caudales.

Con el fin de conocer a nivel diario los caudales que han sido alcanzados o superados durante el período de estudio, se realizaron las curvas de duración de caudales (Réméniéras, 1968) para las cuencas Río Maior y Arestiño (Figura 4-12).

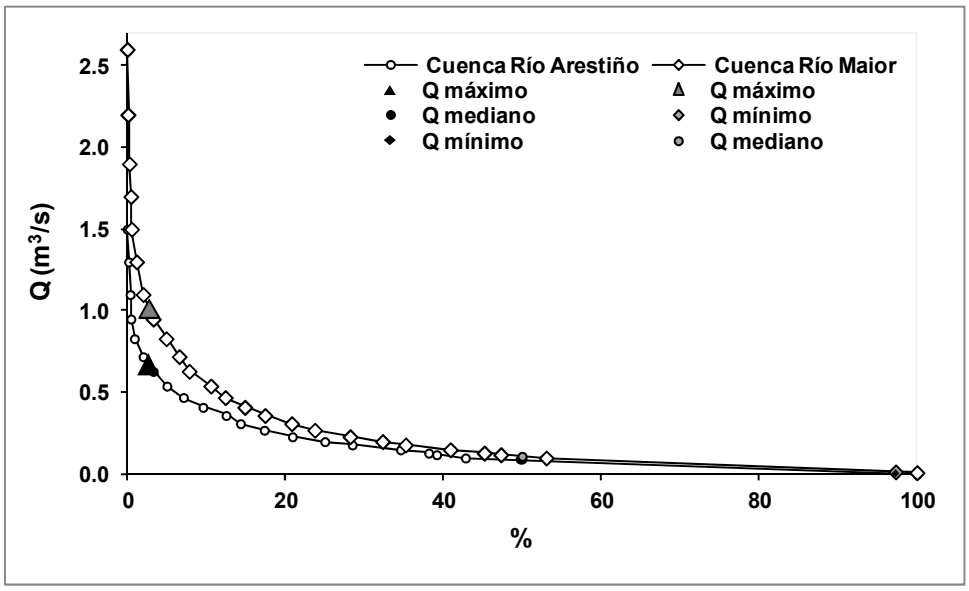


Figura 4-12. Curvas de duración de caudales para la cuenca Río Arestiño y Maior durante el período 2008/09- 2010/11.

La sección entre el 50 y el 100% del tiempo de caudales igualados o superados en la curva de duración (definida como la curva de caudales mínimos) nos puede indicar un índice del comportamiento de las aguas subterráneas ó componente subsuperficial (Smakhtin, 2001). Como se puede apreciar en la figura 4-12, la baja pendiente de las curvas en la sección de caudales mínimos, muestra que la contribución subsuperficial y subterránea es significativa y sostenible en las cuencas. Comparando ambas curvas, es notorio que la del Río Maior se sitúa por encima de la del Arestiño, indicando que los caudales durante las épocas de estiaje en esta cuenca son mayores. Situación similar ocurre en la sección entre el 0 y 50% del tiempo, donde la gama de caudales máximos y medios igualados ó superados son mayores en la cuenca Río Maior.

Los valores de los caudales característicos obtenidos para las dos cuencas analizadas durante todo el período de estudio, así como también para cada año se pueden observar en la tabla 4-11.

Tabla 4-11. Caudales característicos del período estudiado.

Cuenca	Año hidrológico	Qmáx (m^3/s)	Qmediano(m^3/s)	Qmín(m^3/s)
	2008/09 - 2010/11	1.016	0.111	0.015
Río Maior	**2008/09**	1.101	0.100	0.005
	2009/10	1.026	0.136	0.006
	2010/11	0.831	0.106	0.006
	2008-09 - 2010-11	0.669	0.087	0.005
Río Arestiño	**2008/09**	0.742	0.085	0.005
	2009/10	0.616	0.098	0.005
	2010/11	0.394	0.082	0.004

4.1.5.- Las aguas subterráneas.

La alta fracturación de los macizos rocosos, el tipo de roca, así como también el clima húmedo hacen que el noroeste peninsular posea un gran potencial hidrogeológico. Las aguas subterráneas en Galicia desempeñan un papel muy importante en la mayoría de los flujos de aguas superficiales, debido a que durante los períodos sin precipitaciones estos se alimentan de los acuíferos, influyendo de manera significativa en su componente basal.

En este apartado se intentará comprender el papel que juegan las aguas subterráneas sobre las aguas basales de los hidrogramas del período de estudio en las cuencas Río Maior y Arestiño (Sloto & Crouse, 1996).

4.1.5.1- Relaciones entre la componente basal y superficial.

Para el análisis de los hidrogramas anuales fueron utilizados los datos diarios de escorrentía de los años 2008/09, 2009/10 y 2010/11. En las tablas 4-12 y 4-13 se puede observar un resumen mensual de la descomposición de los hidrogramas en sus componentes basal y superficial.

Tabla 4-12. Resumen mensual de la descomposición de los hidrogramas en sus componentes basal (Bas) y superficial (Sup) para la cuenca Río Maior.

Cuenca Río Maior		Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
	Total	0.117	0.277	0.608	0.520	0.677	0.136	0.062	0.083	0.233	0.050	0.034	0.016	0.234
	Bas	0.092	0.205	0.429	0.441	0.608	0.130	0.042	0.046	0.054	0.044	0.028	0.013	0.178
2008/09	**Sup**	0.025	0.072	0.179	0.079	0.069	0.006	0.020	0.037	0.179	0.006	0.005	0.003	0.057
	%Bas	78	74	71	85	90	95	68	56	23	88	84	81	76
	%Sup	22	26	29	15	10	5	32	44	77	12	16	19	24
	Total	0.222	0.771	0.423	0.496	0.285	0.246	0.186	0.077	0.067	0.020	0.015	0.026	0.236
	Bas	0.118	0.590	0.297	0.383	0.227	0.207	0.172	0.058	0.060	0.016	0.015	0.022	0.181
2009/10	**Sup**	0.104	0.180	0.126	0.114	0.058	0.039	0.014	0.019	0.007	0.004	0.000	0.003	0.056
	%Bas	53	77	70	77	80	84	92	76	90	81	100	87	76
	%Sup	47	23	30	23	20	16	8	24	10	19	0	13	24
	Total	0.084	0.481	0.251	0.454	0.264	0.138	0.114	0.051	0.027	0.030	0.056	0.137	0.174
	Bas	0.044	0.351	0.161	0.352	0.193	0.107	0.079	0.050	0.026	0.024	0.037	0.107	0.127
2010/11	**Sup**	0.041	0.131	0.090	0.102	0.071	0.031	0.035	0.002	0.001	0.006	0.019	0.030	0.047
	%Bas	52	73	64	78	73	77	69	97	96	79	66	78	73
	%Sup	48	27	36	22	27	23	31	3	4	21	34	22	27

Tabla 4-13. Resumen mensual de la descomposición de los hidrogramas en sus componentes basal (Bas) y superficial (Sup) para la cuenca Río Arestiño.

Cuenca Río Arestiño		Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Anual
	Total	0.096	0.207	0.426	0.368	0.473	0.109	0.058	0.041	0.084	0.004	0.002	0.001	0.156
	Bas	0.079	0.158	0.311	0.316	0.430	0.107	0.054	0.028	0.005	0.004	0.002	0.001	0.124
2008/09	**Sup**	0.017	0.049	0.115	0.052	0.043	0.002	0.004	0.014	0.080	0.001	0.000	0.000	0.031
	%Bas	82	76	73	86	91	98	93	67	5	85	100	100	80
	%Sup	18	24	27	14	9	2	7	33	95	15	0	0	20
	Total	0.165	0.475	0.281	0.325	0.203	0.180	0.118	0.042	0.030	0.013	0.004	0.003	0.153
	Bas	0.092	0.378	0.198	0.232	0.172	0.149	0.115	0.030	0.024	0.012	0.004	0.003	0.117
2009/10	**Sup**	0.073	0.097	0.084	0.093	0.031	0.031	0.004	0.012	0.006	0.000	0.000	0.000	0.036
	%Bas	56	80	70	71	85	83	97	71	81	97	100	100	77
	%Sup	44	20	30	29	15	17	3	29	19	3	0	0	23
	Total	0.037	0.323	0.255	0.376	0.262	0.125	0.101	0.043	0.021	0.017	0.018	0.050	0.136
	Bas	0.022	0.230	0.169	0.318	0.184	0.092	0.069	0.043	0.021	0.015	0.015	0.046	0.102
2010/11	**Sup**	0.015	0.093	0.086	0.058	0.079	0.033	0.031	0.000	0.000	0.002	0.003	0.004	0.034
	%Bas	59	71	66	84	70	73	69	99	98	87	83	93	75
	%Sup	41	29	34	16	30	27	31	1	2	13	17	7	25

Como se puede apreciar en las tablas anteriores la componente basal tanto para la cuenca Río Maior como para la Río Arestiño representan más del 70% de la escorrentía total de la cuenca.

El cálculo del índice de la componente basal (Tabla 4-14), que se define como la relación entre el volumen del flujo basal dividido entre la del volumen del caudal total (Lvovich, 1972), reafirma el análisis hecho en las curvas de duración de caudales y los porcentajes obtenidos en las tablas 4-12 y 4-13, mostrando valores altos, que indican la importancia de la contribución de la geología y de las aguas subterráneas en los caudales basales de ambas cuencas.

Tabla 4-14. Índice de la componente basal para las cuencas de estudio.

	Cuenca Río Maior	Cuenca Río Arestiño
	Indice de la componente basal (BFI)	
2008/09	0.76	0.79
2009/10	0.77	0.76
2010/11	0.73	0.75

4.1.5.2- Análisis de la componente basal y superficial.

Para establecer las posibles diferencias que se pueden presentar entre las cuencas estudiadas, en el marco del incendio que afectó a la cuenca Río Maior, se realizó la comparación de ambas componentes obtenidas a partir de la separación de los hidrogramas de los tres años hidrológicos analizados.

Para el caso de la componente superficial, como se puede observar en la figura 4-13, los caudales son predominantemente más altos en la cuenca del Río Maior con respecto a la Río Arestiño a lo largo del todo el hidrograma. Un comportamiento similar presentan los caudales basales, a diferencia de que estos últimos durante los meses de estiaje muestran una evolución mucho más clara. Durante el primer año, en los meses de menor precipitación, la cuenca Río Maior registra mayores caudales basales respecto a la Río Arestiño, este hecho se repite durante el segundo año de manera menos marcada, para finalmente casi igualarse durante el tercer año La evolución de los caudales basales así como también la relaciones existentes entre ambas cuencas se representan en la figura 4-14.

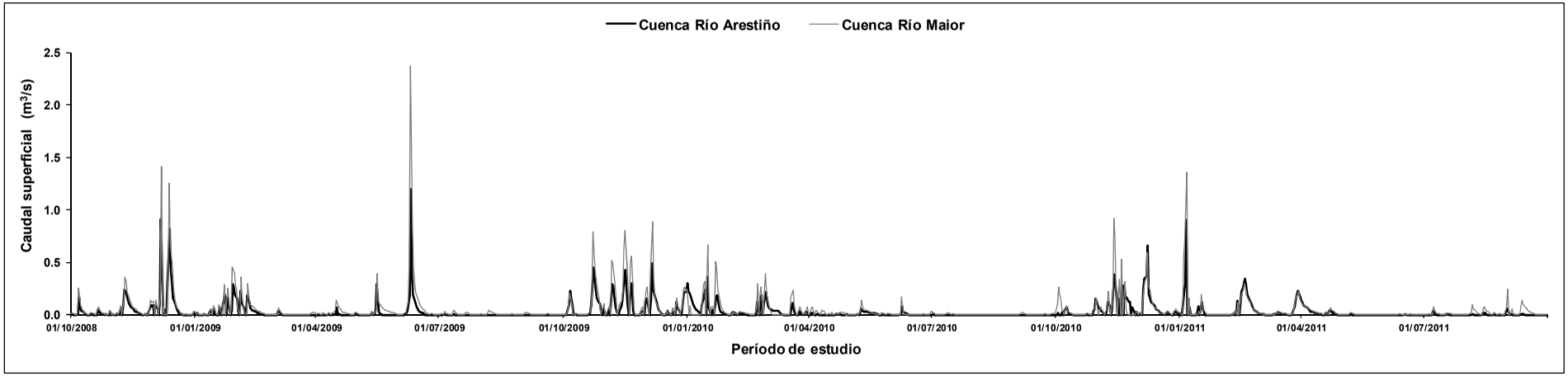


Figura 4-13. Comparación de la evolución de los caudales superficiales entre la cuenca Río Maior y Arestiño.

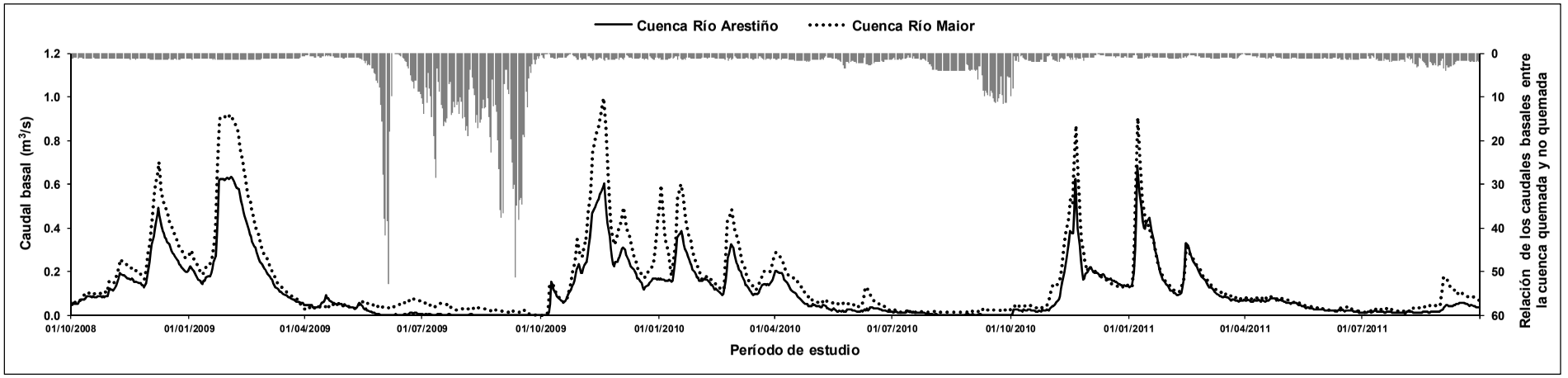


Figura 4-14. Comparación de la evolución de los caudales basales entre la cuenca Río Maior y Arestiño. Evolución de las relaciones de los caudales basales durante el período de estudio.

4.1.6.- Discusión general.

A partir de los resultados obtenidos, podemos distinguir dos procesos que pueden explicar las diferencias que se presentan entre la cuenca quemada y no quemada tras su análisis hidrológico. El primero de ellos el derivado de los cambios que experimenta el suelo tras el incendio (Shaksesby & Doerr, 2006), y que han sido ampliamente estudiados, como son los cambios en la tasa de infiltración (DeBano *et al.,* 1970; Díaz-Fierros *et al*., 1987, Soto *et al*., 1994; Martin & Moody 2001), estabilidad estructural de los agregados (Fernández *et al*., 2005), repelencia al agua (Doerr *et al*., 2006) etc. El segundo, como resultado de las alteraciones ocurridas en la cubierta vegetal, con consecuencias directas sobre la evapotranspiración que disminuye sensiblemente, y sobre la rugosidad del territorio con afectación de la escorrentía superficial. Estos cambios son el resultado del efecto de las altas temperaturas a las que se sometió el suelo, y que a su vez se ven acrecentadas por la destrucción parcial o completa de la vegetación, que los hace más susceptibles a los efectos de la precipitación, generando cambios en la dinámica de las aguas que discurren sobre ellos. En el caso de las cuencas estudiadas, es notorio que las diferencias que se presentan entre la quemada y la no quemada durante los dos primeros años de estudio, y que tienden a desaparecer durante el tercero, puedan ser atribuibles al incendio que afectó a la cuenca del Río Maior en el verano de 2007.

El análisis comparativo de la evolución de las láminas de escorrentía mensuales (Figura 4-11), muestra que durante los meses de mayor precipitación estas son superiores en la cuenca quemada durante los dos primeros años, y que se igualan prácticamente durante el tercero al de la no quemada. El cálculo de los coeficientes de escorrentía anuales vuelve a ratificar este hecho, mostrando que las diferencias entre los coeficientes que se presentan entre ambas cuencas, durante los dos primeros años hidrológicos, se igualan en el último año. Hecho que se podría justificar en ambos casos con la regeneración de la vegetación tras el incendio (Inbar *et al.,* 1998). Esta recuperación de la vegetación como es el caso de los matorrales (presencia de más de un 50% en la cuenca Río Maior), se debe a que estos poseen mecanismos naturales de regeneración, que dependiendo de la intensidad del incendio y del ecosistema afectado pueden tardar entre 1 y 5 años (Casal *et al*., 1984).

La escorrentía superficial en las cuencas analizadas muestra que, la cuenca quemadas solo presenta ligeras diferencias atribuibles al incendio en su evolución, en comparación a la no quemada (Figura 4-13). Este hecho quizás se deba al efecto barrera de la vegetación de ribera no afectada por el incendio ó a la necesidad de un análisis a menor escala que permita analizar a mas detalle su comportamiento (análisis de eventos individuales).

En general, la intensidad alta del incendio, puede justificar también la respuesta hidrológica que presenta la cuenca quemada con respecto a la no quemada. Estudios como los de Soto *et al.* 1994; Úbeda y Sala 1998; Ferreira *et al.* 2005; González-Pelayo *et al*. 2006 muestran mayores escorrentías en zonas quemadas de intensidad media a alta.

En el caso de las escorrentía basal, la cuenca quemada refleja que el incendio forestal afectó el comportamiento de las misma, este hecho se presenta de manera más clara durante las épocas de estiaje y más acentuada durante el primer año de estudio, donde el caudal base de la cuenca quemada es superior al de la no quemada. La evolución de las relaciones de las componentes basales durante las épocas de estiaje en ambas cuencas, muestra que, estas van disminuyendo en el segundo año hasta igualarse en el último. Existen trabajos como los de Soto & Díaz-Fierros (1997) donde estudiando parcelas quemadas y no quemadas, se observan excesos de agua en los flujos basales de las parcelas quemadas, hecho que se justifica por la menor evapotranspiración y por las recargas de los flujos subsuperficiales (Smakthin, 2001), llegando a la conclusión que en los ecosistemas de matorral el efecto de los incendios solo tiene una influencia clara en los caudales basales.

Sobre la base del estudio de Soto & Díaz-Fierros (1997), el proceso de recuperación de la vegetación seria determinante en los resultados obtenidos en las cuencas, ya que los cambios que experimenta la cuenca quemada con respecto a la no quemada van disminuyendo a lo largo del período de estudio como sucede también con el primer proceso mencionado en la discusión.

4.2.- Efecto de los incendios forestales en la química del agua de pequeñas cuencas del noroeste de España.

Para el estudio de la composición de las aguas superficiales que se generan en cuencas cuyos suelos fueron sometidos a la acción de los incendios forestales existen diferentes fuentes de datos. En primer lugar, los estudios que consideran la acción del fuego sobre la propia composición del suelo, como los de Giovannini (1994). Este autor sometiendo los suelos a diferentes temperaturas llega a la conclusión de que existen dos umbrales fundamentales: El calentamiento por debajo de los 220ºC, que hace descender la capacidad de intercambio catiónico del suelo (CIC) y como consecuencia puede provocar la liberación de los iones acidificantes, disminuyendo también el pH del suelo, por el contrario, la liberación de cationes como el amonio y, sobre todo, el calcio, magnesio, sodio y potasio, incrementan el pH (el dominio de uno u otro proceso decidirá el pH resultante final). Por encima de los 440ºC, se manifiesta la destrucción de la materia orgánica, sigue disminuyendo la CIC, pero ahora el pH aumenta, como consecuencia de la formación de óxidos, perdida del grupo OH, y los cationes en cambio, a excepción del potasio, por un proceso de secuestro como consecuencia de la deshidratación de los geles, disminuyen su accesibilidad. Teniendo en cuenta que en la mayor parte de los incendios, sobre todo por debajo de los 2,5 cm. de profundidad (DeBano *et al.,* 1979) las temperaturas del suelo no superan los 200ºC, serán el primer tipo de procesos los que tengan lugar de forma preferente.

En Segundo lugar, habría que añadirle a estos procesos propios del suelo, los de lavado de las cenizas que se acumulan sobre el suelo y que mayoritariamente provienen de la combustión de la vegetación epigea. Soto & Díaz-Fierros (1993) estudian la composición de los lixiviados de cenizas procedentes de vegetación típica de la zona atlántico - templada, como son las hojas de matorral de *ulex* o de bosques de *pinus pinaster y eucaliptus globulus.* En el proceso de lavados los cationes monovalentes se eliminan más rápidamente y suponen una cantidad muy importante del contenido total de cenizas (58 a 85%), mientras que los divalentes, lo hacen más lentamente y suponen una cantidad menor del contenido total (12 a 46%). El pH como consecuencia del aporte de cationes se incrementa inicialmente, pero experimenta después un descenso derivado del proceso de lavado. La incorporación de cenizas al suelo y su lavado conjunto, posterior, da origen a un proceso de movilización de la materia orgánica del suelo como consecuencia del elevado pH de las cenizas y a diferentes equilibrios de intercambios con los iones retenidos en el complejo de cambio del suelo. Como consecuencia de ellos, el pH del agua de lixiviados disminuye (intercambio de cationes ácidos del suelo por los cationes básicos procedentes de las cenizas) y los cationes experimentan diferentes procesos de retención que son, en general, más intensos con los divalentes.

Derivado de lo complejo que son todos los procesos que determinan la composición de las aguas de escorrentía, superficial, subsuperficial y subterránea, que alimentan los cursos de agua que discurren por cuencas de suelos quemados, la variedad de respuestas en su composición química es también muy variada. De todas formas se pueden identificar algunos comportamientos más o menos comunes. En general se aprecia un incremento en el contenido en cationes, que puede oscilar entre aumentos de 2 a 20 veces, sobre la concentración de aguas procedentes de suelos no quemados (Wright, 1976; Martin *et al.*, 2000), aunque otros autores (Carignan *et al.,* 2000) no encuentran apenas variación. El contenido en aniones (nitratos, sulfatos y cloruros) también se incrementan (Carignan *et al.,* 2000; Martin *et al.*, 2000; Schindler *et al*., 1980), pudiéndose distinguir el comportamiento de los oxianiones que tienden a presentar una evolución característica, con un fuerte incremento a la salida de los meses de estío y un descenso paulatino el resto del año. El contenido en cloruros que depende tanto de los aportes atmosféricos como de la vegetación, tiene un comportamiento más complejo (Martin *et al.*, 2000). La conductividad eléctrica, deriva del incremento en el contenido de los diferentes iones, aumenta prácticamente en todos los casos, mientras que el pH tiene un comportamiento más variable, son frecuentes los casos en los que tiende a aumentar, aunque en algunos puede disminuir (Bailey *et al.,* 1992) como consecuencia de los intercambios iónicos que ocurren en el suelo y por el dominio, en otros casos, del lavado de aniones ácidos. Este incremento de las pérdidas de aniones y cationes por la acción del fuego se prolonga bajo la condición del clima atlántico templado, como mínimo, hasta el segundo año después del fuego (Soto *et al.,* 1997).

A continuación se presentan los resultados obtenidos en los análisis realizados a las muestras de agua de las ocho cuencas estudiadas durante el desarrollo de la presente tesis doctoral. Para la determinación de los posibles efectos del fuego sobre la composición del agua se emplearon cuencas con características similares en términos de tipo de suelo, pendiente, área, uso del suelo, clima y ubicación.

Para un análisis estructurado de todos los resultados, este apartado se estructura en tres partes: a) descripción de la evolución de la química del agua de cada una de las cuencas durante los períodos de estudio,. b) comparación de las cuencas quemadas durante el verano de 2005 y las no quemadas, para establecer los posibles efectos del incendio a partir de las principales diferencias que se pueden establecer entre ambos tipos de cuencas. Descripción y análisis de la evolución de la química del agua de una cuenca antes y después de haber sido afectada por un incendio forestal en el verano de 2006, c) Análisis de la evolución de la química del agua de dos cuencas pareadas, de las cuales una de ellas fue afectada por un incendio forestal durante el verano de 2007.

4.2.1- Evolución de los parámetros medidos en cada una de las cuencas.

Durante el período de estudio se realizaron 28 campañas de muestreo de aguas en las cuencas localizadas en el Concello de Carnota (entre septiembre 2005 y noviembre de 2007) con una frecuencia quincenal, y 21 campañas de muestreo en las cuencas ubicadas en los Concellos de Muros y Outes (entre octubre de 2007 y octubre de 2009) con una frecuencia mensual. En la figura 4-15 puede observarse un mapa de las 8 cuencas a las cuales se les realizo el análisis de la composición química del agua durante los diferentes muestreos y la localización de las secciones empleadas para la recogida de las muestras.

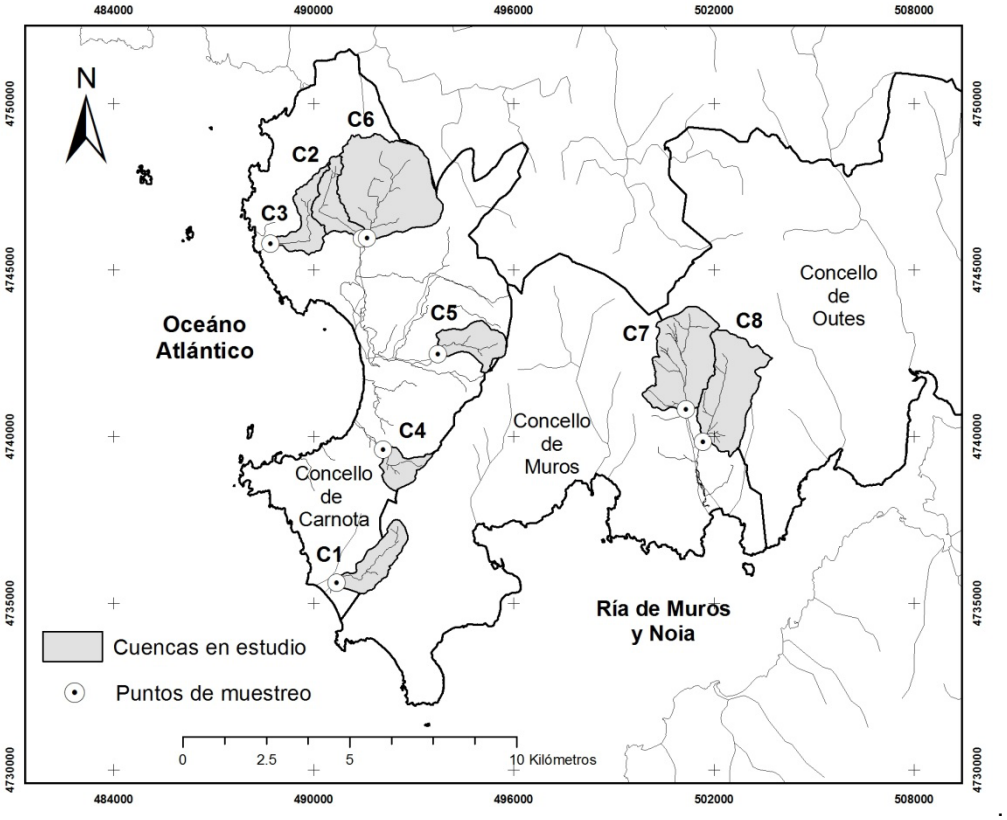


Figura. 4-15. Localización de los puntos de muestreo de las muestras de agua en las cuencas en estudio.

A continuación se describirán los resultados obtenidos en los puntos de muestreo ubicados en las cuencas estudiadas. Por un lado los parámetros fisicoquímicos determinados en campo tras la recogida de las muestras (pH, temperatura y conductividad eléctrica) y por otro lado todos los parámetros determinados en el laboratorio: formas de nitrógeno (NO_3^-, NTK, NH_4^+), sodio, potasio, calcio, magnesio, sulfatos, bicarbonatos y cloruros. En el caso de las cuencas ubicadas en el Concello de Carnota las mediciones de los aniones se realizaron a partir de la campaña de muestreo número 16 (desde septiembre de 2006 hasta noviembre de 2007).

4.2.1.1.- Cuenca Rego dos Muiños (C1).

Esta cuenca se encuentra cerca del núcleo rural de A Curra, y fue afectada en su totalidad por los incendios del verano del 2005. Se caracteriza principalmente por poseer como principal uso del suelo matorral (99%) y por una geología representada por granodioritas en un 99.8%.

Parámetros de Campo.

La temperatura refleja el comportamiento característico del cambio estacional, un aumento durante los meses de primavera y verano, y un descenso en las estaciones de otoño e invierno. Así mismo se ve marcada la influencia de la temperatura en la conductividad eléctrica (Figuras. 4-16 - 4-17). Los valores máximos y mínimos para cada uno de los parámetros de campo, los podemos observar en la siguiente tabla.

Tabla 4-15. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la Cuenca Rego dos Muiños.

Parámetro de Campo	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
C.E (µS/cm)	159	Sep,2006	72	Ene,2007
Tª Aire (ºC)	25.3ºC	Oct,2005	9.3	Ene,2007
Tª Agua (ºC)	24.2ºC	Jun,2006	11.2	Ene,2007
pH	6.96	Nov,2005	5.50	Abr,2006

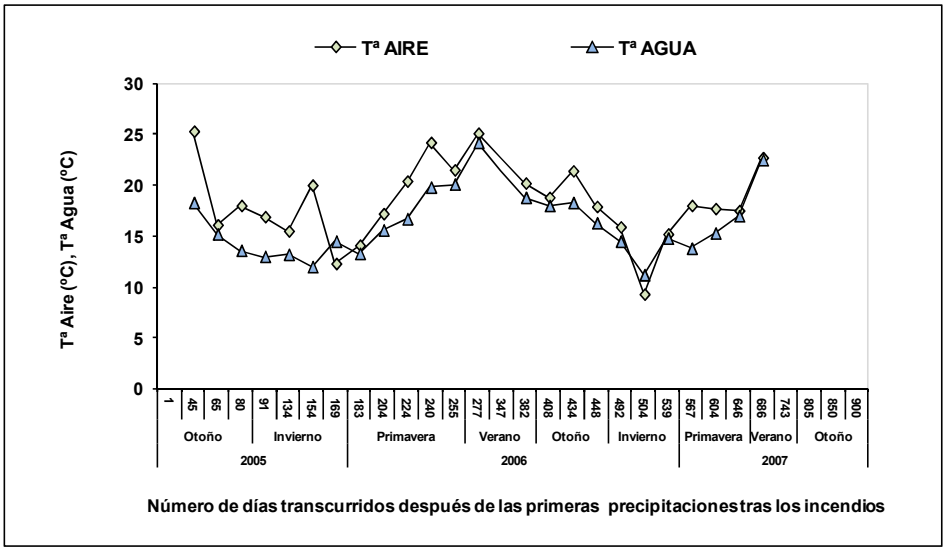


Figura. 4-16. Evolución de la temperatura del aire y la del agua a lo largo del período de estudio para la Cuenca Rego dos Muiños.

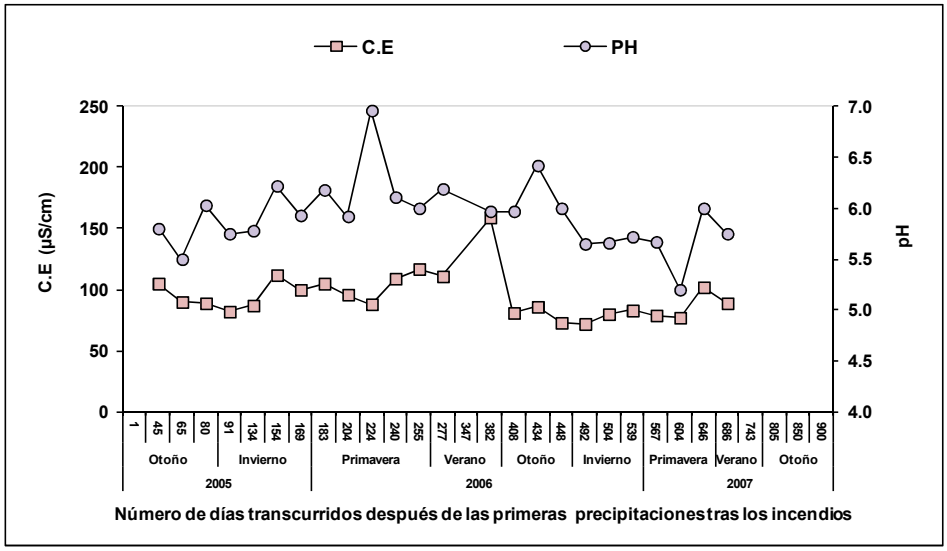


Figura. 4-17. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego dos Muiños.

Parámetros de laboratorio.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

La evolución temporal de las concentraciones de los cationes tiende a ser muy similar. Se observa (Figura. 4-18) que después del primer muestreo las concentraciones tienden a disminuir, llegando a un punto en el cual se mantiene más o menos constante durante el invierno de 2005 y la primavera de 2006, excepto para el sodio que muestra un incremento paulatino durante la primavera de 2006. Posteriormente se evidencia un incremento en todos los cationes durante el verano de 2006 que termina con un decrecimiento y manteniendo concentraciones muy similares para los restantes muestreos.

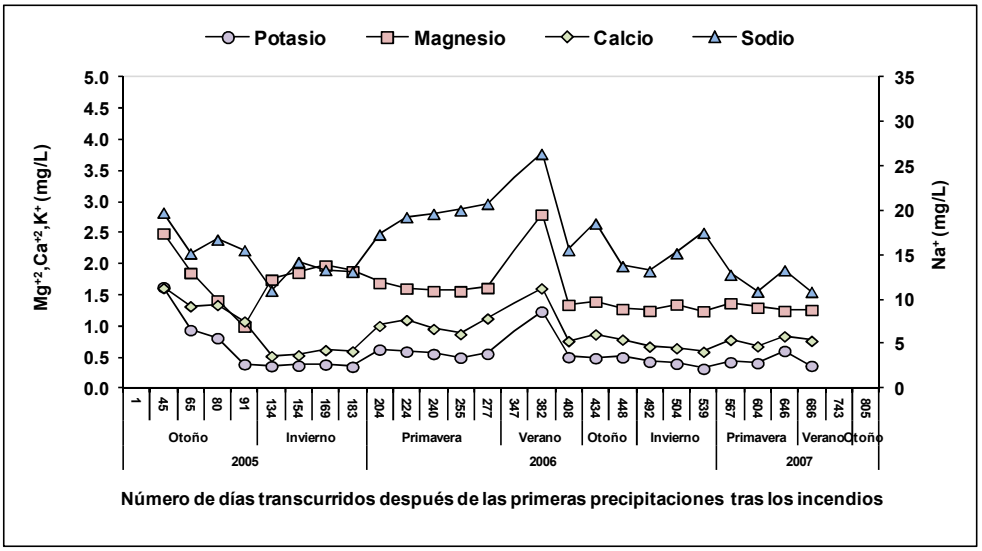


Figura. 4-18. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego dos Muiños.

En la siguiente tabla podemos observar las concentraciones máximas y mínimas para los diferentes cationes.

Tabla 4-16. Valores máximos y mínimos de los cationes para la cuenca Rego dos Muiños.

Catión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
Na^{+} (mg/L)	26.42	Sep,2006	11.03	Ene,2006
K^{+} (mg/L)	1.63	Oct,2005	0.32	Feb,2007
Mg^{+2} (mg/L)	2.79	Sep,2006	0.99	Dic,2005
Ca^{+2} (mg/L)	1.61	Oct,2005	0.53	Ene,2006

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos)

Cada uno de los aniones muestra un decrecimiento paulatino a partir del otoño de 2006 (Figura. 4-19), tras mostrar la concentración más alta durante el mes de noviembre de 2006 (Cl^{-}=41.92 mg/L y HCO_3^{-}=8.06 mg/L), a excepción de los sulfatos que muestran su máxima concentración en el mes de marzo de 2007 (25.0 mg/L). El valor mínimo registrado para los cloruros ha sido en enero de 2007 (18.07 mg/L), en el caso de los bicarbonatos en septiembre-Octubre de 2006 (0.915 mg/L) y en el de los sulfatos en febrero de 2007 (0.87 mg/L).

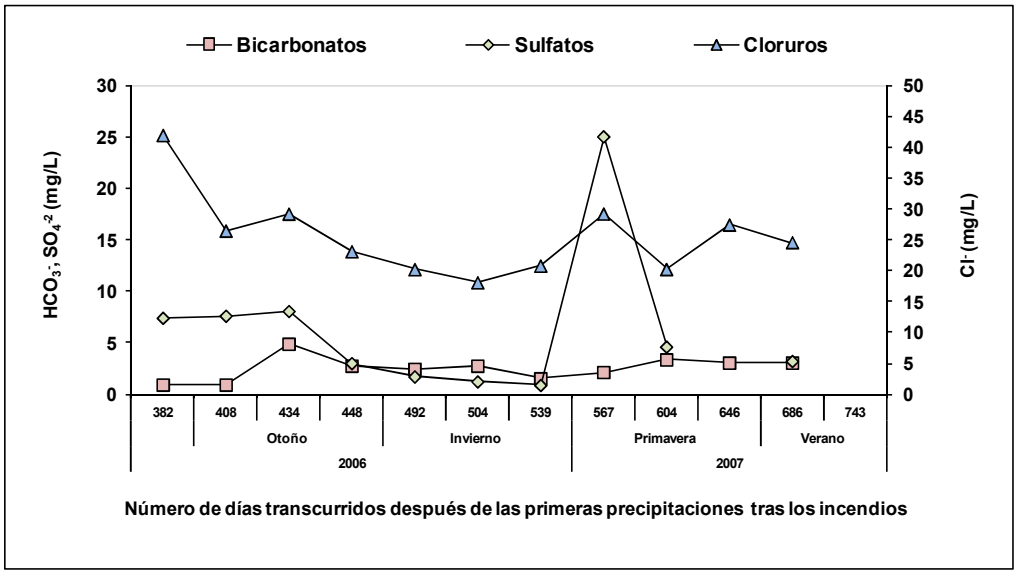


Figura. 4-19. Evolución de los aniones a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego dos Muiños.

Formas de Nitrógeno: NO3-, NTK, NH4+.

Las mayores concentraciones para los nitratos y el nitrógeno total, han sido registradas en el comienzo del período de estudio, de 1.05 mg/L para el nitrógeno total y de 11.14 mg/L para los nitratos durante el mes septiembre de 2005, en general el comportamiento de las concentraciones para ambos parámetros es muy similar y presentan valores mínimos de 0.04 mg/L (marzo de 2006) para el nitrógeno total y de 0.36 ppm (julio de 2007) para los nitratos

(Figura. 4-20). El amonio por otra parte presenta como máxima concentración 0.41 mg/L durante noviembre de 2005 y una mínima de 0.04 mg/L en junio y noviembre de 2006.

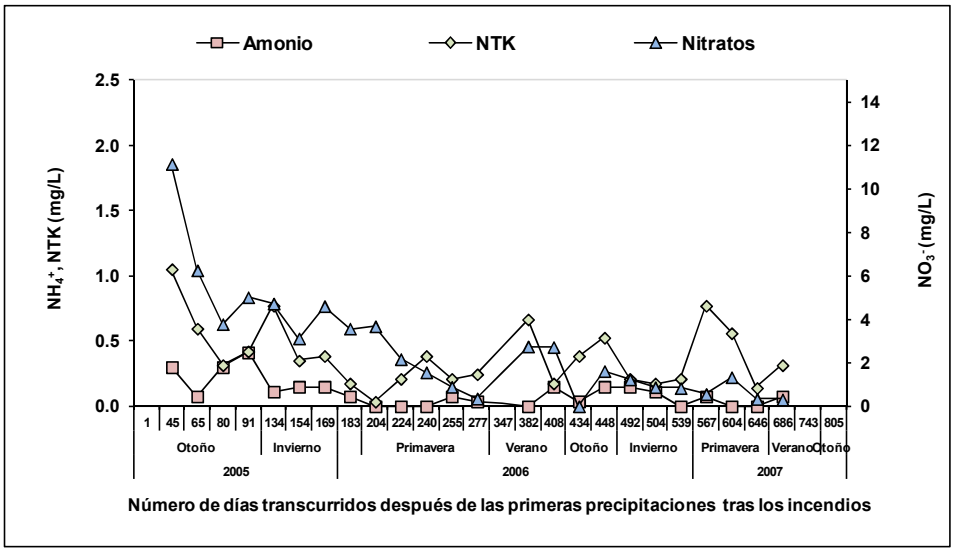


Figura. 4-20. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego dos Muiños.

4.2.1.2- Cuenca Rego Botireiro (C2).

Este punto de muestreo se ubica cerca del núcleo rural de Sancibrán, a los píes del Monte del Pindo. La cuenca se encuentra sobre una litología de granodiorita, y con una predominancia de usos del suelo de matorral (99%). Esta cuenca fue afectada durante los incendios del verano del 2005 casi en su totalidad (97.7%).

Parámetros de Campo.

La conductividad eléctrica muestra un ascenso que alcanza su mayor valor a finales del verano de 2006, para las mediciones posteriores correspondientes a las del otoño de 2006 se observa un descenso marcado que permanece constante hasta un nuevo incremento que se repite en el verano de 2007. Los máximos valores alcanzados por la conductividad eléctrica para este punto de muestreo ha sido de 132 µS/cm (septiembre, 2006) y un mínimo de 56 µS/cm (enero, 2007). El comportamiento de la conductividad como se observa en la figuras 4-21 y 4-22, está claramente influenciado por la temperatura, la cual muestra valores máximos de 25,6º (septiembre, 2006) y mínimos de 8.9ºC (enero, 2007) para la temperatura ambiente, y valores máximos de temperatura del agua de 23.2ºC (septiembre, 2006) y mínimos de 11.2ºC (enero, 2007). El pH muestra un valor máximo de 6.6 (Abril, 2006) y mínimo de 4.8 (mayo, 2007).

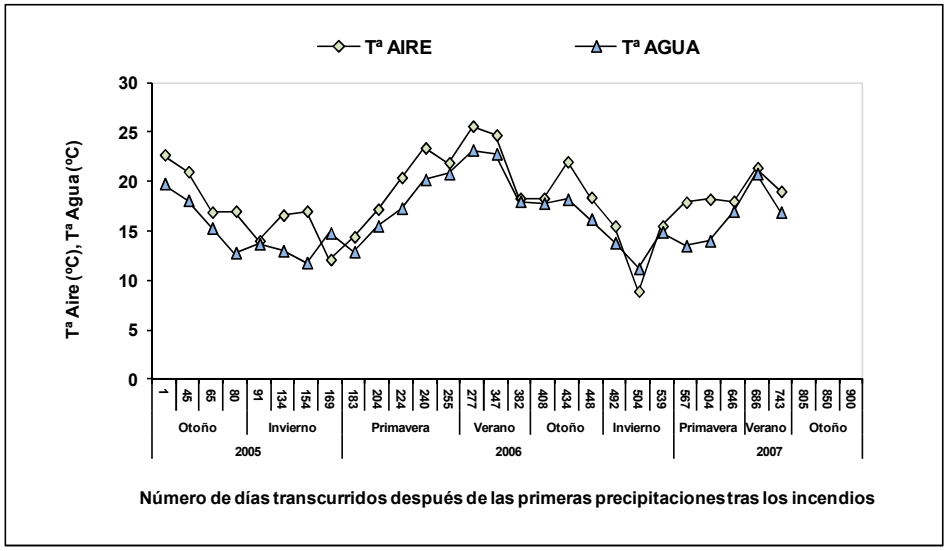


Figura. 4-21. Evolución de la temperatura del aire y la del agua a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego Botireiro.

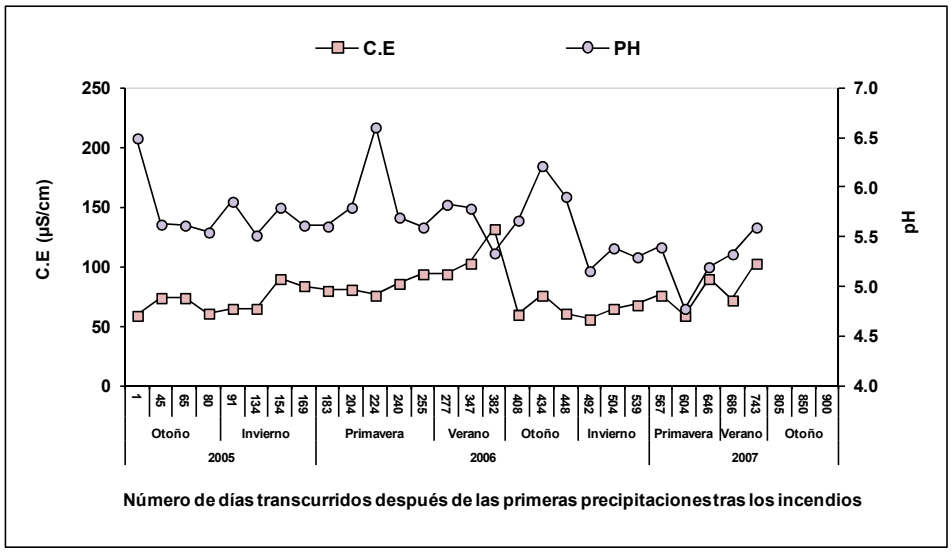


Figura. 4-22. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego Botireiro.

Parámetros de laboratorio.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

De manera general el comportamiento de los distintos cationes durante el período de analizado es muy similar (Figura 4-23), mostrando todos sus valores máximos de concentración durante el verano de 2006 y un comportamiento constante después de disminuir sus concentraciones en el invierno del mismo año. En la tabla 4-17 podemos observar las concentraciones máximas y mínimas de los diferentes cationes en las aguas analizadas.

Tabla 4-17. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo en para la Cuenca Rego Botireiro.

Catión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
Na^{+} (mg/L)	19.30	Sep,2006	7.16	Ene,2006
K^{+} (mg/L)	1.56	Ago,2006	0,25	Dic,2005
Mg^{+2} (mg/L)	2.70	Sep,2006	0.65	Dic,2005
Ca^{+2} (mg/L)	2.05	Ago,2006	0.41	Ene,2006

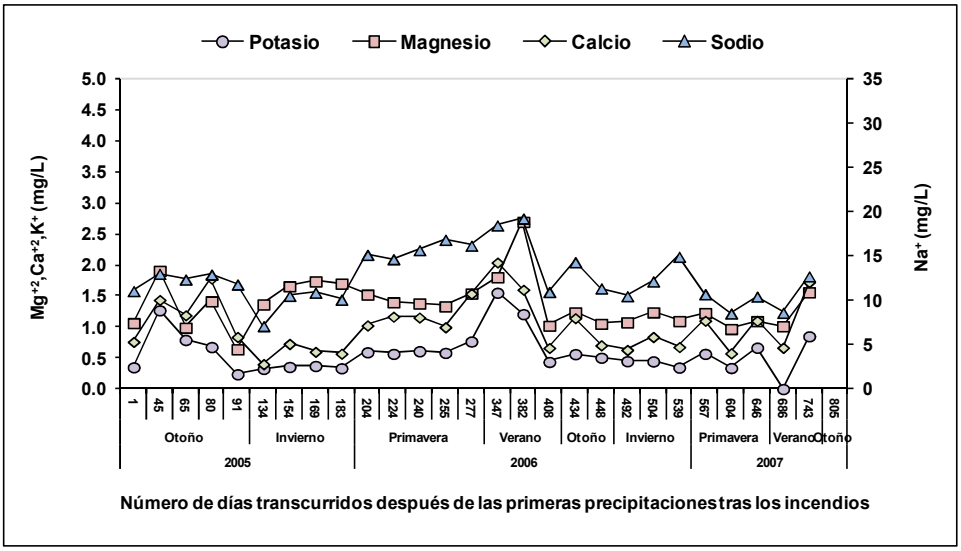


Figura. 4-23. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego Botireiro.

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos).

Las concentraciones de cloruros (Figura. 4-24) muestran su mayor concentración en la primera toma de muestras (31.1 mg/L) en septiembre de 2006, para sufrir posteriormente, un descenso que se mantiene con valores constantes, en este período el valor mínimo se muestra en el mes de enero de 2007 (12.2 mg/L). En el caso de los sulfatos se observa su máxima concentración en enero de 2007 (45.6 mg/L) y la mínima (2.6 mg/L) durante el mismo mes. Los bicarbonatos mantienen concentraciones con poca variabilidad durante todo el período, con un valor máximo de 5.5 mg/L (septiembre de 2007) y uno mínimo de 0.6 mg/L (septiembre de 2006).

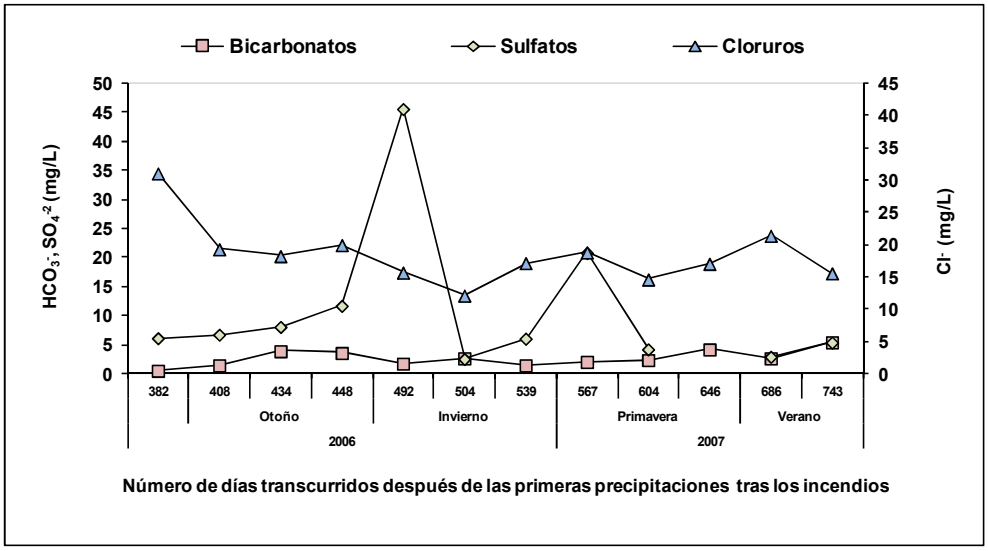


Figura. 4-24. Evolución de los aniones a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego Botireiro.

Formas de Nitrógeno: NO_3^-, NTK, NH_4^+.

Como se observa en la figura 4-25, el comportamiento de las diferentes formas de nitrógeno tiende a mostrar pocas variaciones exceptuando las registradas por los nitratos y el nitrógeno total con picos de concentraciones más altas durante el otoño de 2005 y el verano de 2006. En la tabla que se muestra a continuación podemos ver los valores máximos y mínimos de las concentraciones de todos estos parámetros.

Tabla 4-18. Valores máximos y mínimos de las formas de nitrógeno en el punto de muestreo para la cuenca Rego Botireiro.

Forma de Nitrógeno	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
NO_3^- (mg/L)	11.0	Sep.2006	0.12	Sep,2005
NTK (mg/L)	1.40	Oct,2005	0.03	Nov.2005 - Abr,2006 – Ene,2007
NH_4^+ (mg/L)	0.30	Sep,Oct,2005	0.04	Jun,Nov,2006

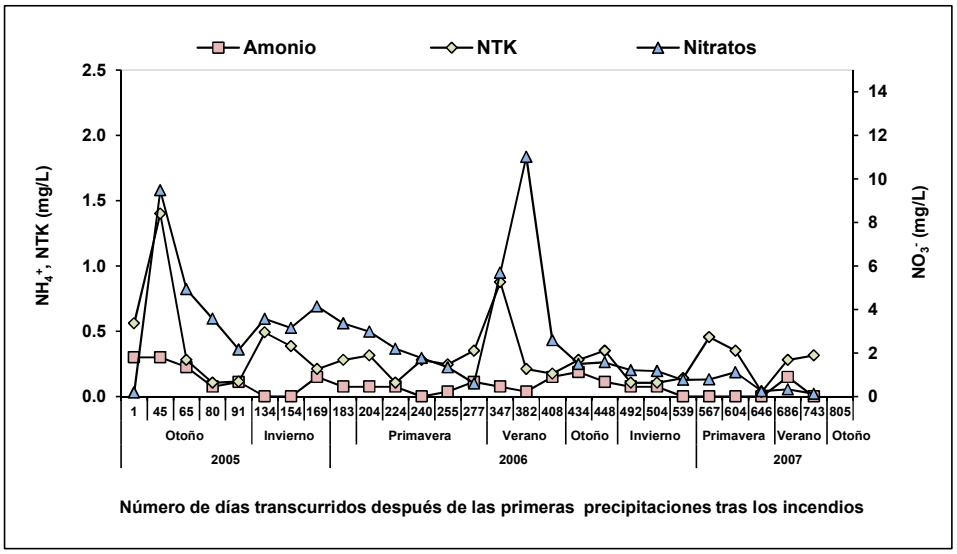


Figura. 4-25. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego Botireiro.

4.2.1.3.- Cuenca Rego dos Feales (C3).

Este punto de muestreo se ubica cerca de la población de Lariño**.** La cuenca se encuentra sobre una litología de granodioritas, y se caracteriza por poseer espacios de vegetación escasa y matorral. El porcentaje de cuenca afectado durante los incendios fue de aproximadamente un 59%.

Parámetros de campo.

En la figura 4-26 y 4-27 podemos observar la variación temporal de los parámetros medidos para este punto de muestreo. La máxima temperatura registrada durante los muestreos fue de 24.9ºC en el mes de septiembre de 2006, siendo la temperatura del agua de 20ºC. El valor mínimo de temperatura registrado en los muestreos fue en el mes de enero de 2007, siendo la temperatura ambiente de 9.9ºC y la del agua 10.2ºC.

La conductividad eléctrica (CE) mostró su máximo valor en el mes de octubre de 2005, con 180 µS/cm, valor que posteriormente disminuye y se mantiene con tendencia estable para los muestreos posteriores, mostrando de nuevo un ligero aumento (invierno de 2005) y con un decreciendo posterior de manera paulatina hasta el último muestreo. Se puede observar claramente que este parámetro se ve afectado por la temperatura, ya que se describe a lo largo del período de estudio un comportamiento con tendencia similar. El pH muestra su máximo valor en marzo del 2006, con un valor de 6.1 y un valor mínimo 4.9 en noviembre de 2005.

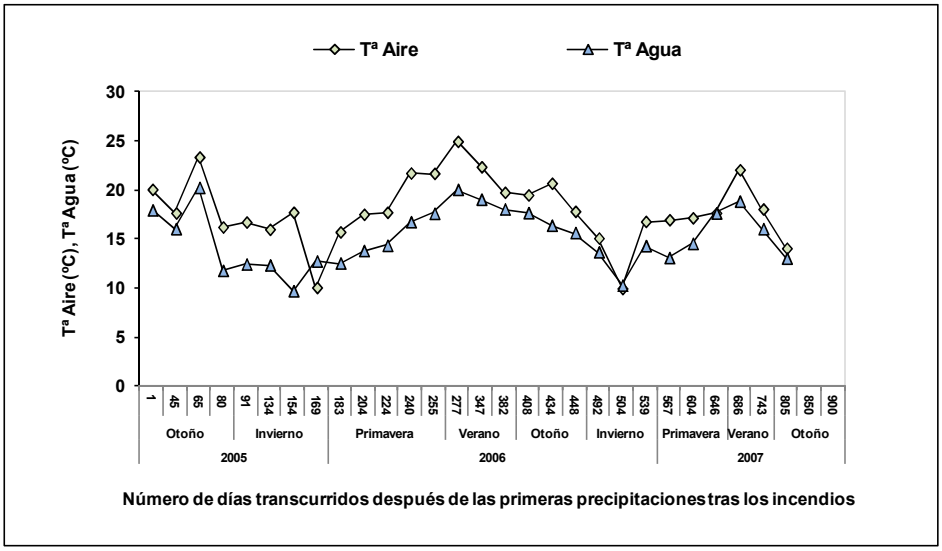


Figura 4-26. Evolución de la temperatura del aire y la del agua a lo largo del período de estudio para el punto de muestreo de la cuenca Rego dos Feales.

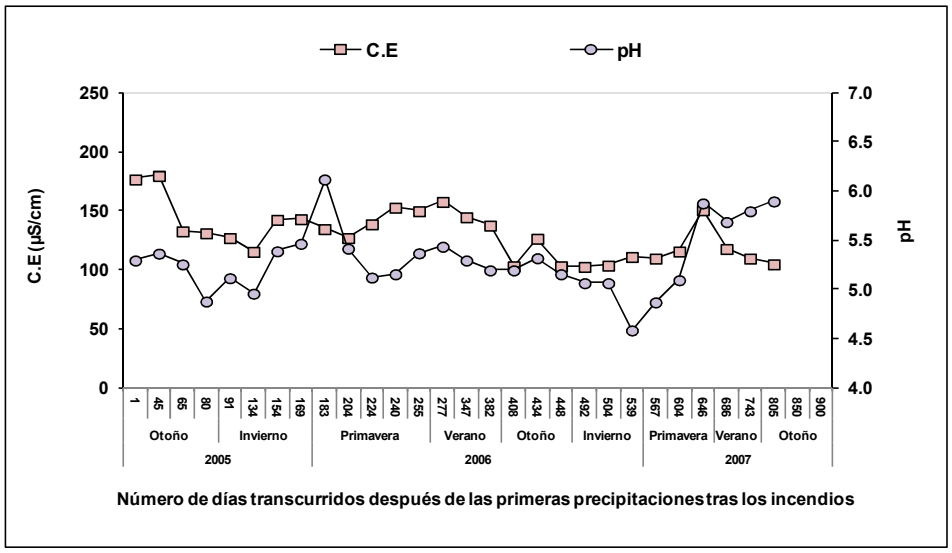


Figura 4-27. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para el punto de muestreo de la cuenca Rego dos Feales.

Parámetros de laboratorio.

La variación de los parámetros analizados en laboratorio durante el período de observaciones será descrita en los siguientes apartados.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

En la figura 4-28 se puede observar el comportamiento de los diferentes cationes analizados, en general podemos notar que todos siguen una tendencia similar, excepto en el invierno de 2005 donde se observa un aumento de las concentraciones de magnesio y sodio. La tendencia

se iguala para todos los cationes a principios de la primavera de 2006. Los valores máximos y mínimos de las concentraciones de los cationes las podemos observar en la siguiente tabla.

Tabla 4-19. Valores máximos y mínimos de los cationes para la cuenca Rego dos Feales.

Catión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
Na^{+} (mg/L)	30.34	Sep, 2006	14.79	Ene, 2006
K^{+} (mg/L)	2.95	Oct, 2005	0.45	Feb, 2006
Mg^{+2} (mg/L)	4.54	Jun, 2006	1.38	Dic, 2005
Ca^{+2} (mg/L)	2.43	Oct, 2005	0.47	Feb.,2006

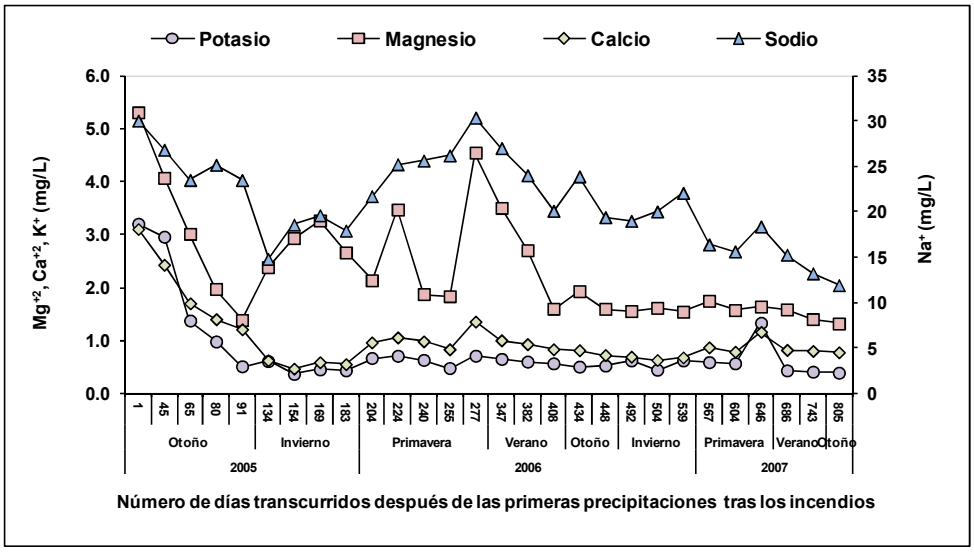


Figura. 4-28. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego dos Feales.

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos).

Los valores obtenidos para los diferentes aniones durante los muestreos en los que fueron analizados, muestran (Figura 4-29) primeramente que los cloruros presentan sus mayores concentraciones durante los dos primeros muestreos (otoño, 2006) manteniéndose estables tras un descenso posterior. Durante la primavera de 2007 se registró un aumento de las concentraciones de los cloruros para finalmente disminuir y continuar con concentraciones estables durante los sucesivos muestreos. Los valores oscilan entre 23.97 mg/L (enero, 2007) a 34.97 mg/L (noviembre, 2006).

Los bicarbonatos presentan valores estables a excepción de un ligero descenso entre finales del invierno de 2006 y el comienzo de la primavera de 2007, y del primer y último muestreo en los que se muestran los valores más bajos, siendo el mínimo valor para este anión de 0.81 mg/L (octubre, 2006) y el valor máximo de 3.66 mg/L (noviembre, 2006).

El comportamiento de los sulfatos se muestra decreciente desde su primer valor registrado (10.03 mg/L) hasta el invierno de 2006 (5.19 mg/L). A finales del invierno de 2006 y principios de la primavera de 2007 muestra un comportamiento similar al de los cloruros con un aumento en las concentraciones para mostrar posteriormente un decrecimiento paulatino hasta el final del período.

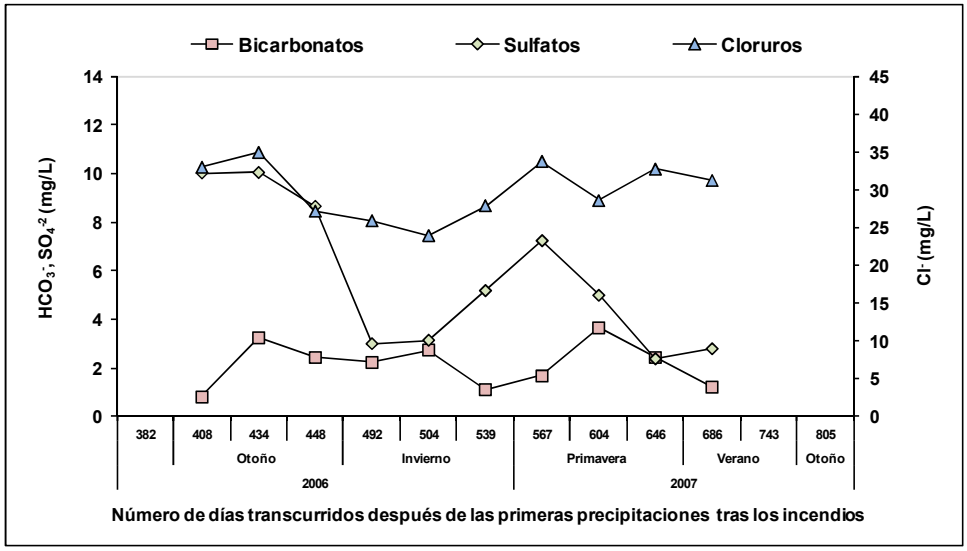


Figura 4-29. Evolución de los aniones a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego dos Feales.

Formas de Nitrógeno: NO_3^-, NTK, NH_4^+.

Como se observa en la figura 4-30, la tendencia del nitrógeno total y la de los nitratos es decreciente a lo largo del período de estudio, se muestran mayores concentraciones tras la primera toma de muestras y estas decrecen en los siguientes muestreos realizados. Para los nitratos puede observarse un pico durante el mes de diciembre de 2005 y otros para el nitrógeno total durante los meses de enero y febrero de 2006 y finales de marzo de 2007, para posteriormente ambos mantenerse con una tendencia bastante homogénea. Las concentraciones de amonio tienden a ser constantes durante todo el período de estudio. En la siguiente tabla podemos observar los valores máximos y mínimos registrados en las formas de nitrógeno.

Tabla 4-20. Valores máximos y mínimos de las formas de nitrógeno para la cuenca Rego dos Feales.

Forma de Nitrógeno	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
NO_3^- (mg/L)	17.79	Oct,2005	0.53	Jul,2007
NTK (mg/L)	2.45	Oct,2005	0.21	Mar, 2006
NH_4^+ (mg/L)	0.26	Ene,2006	0.05	May,2006

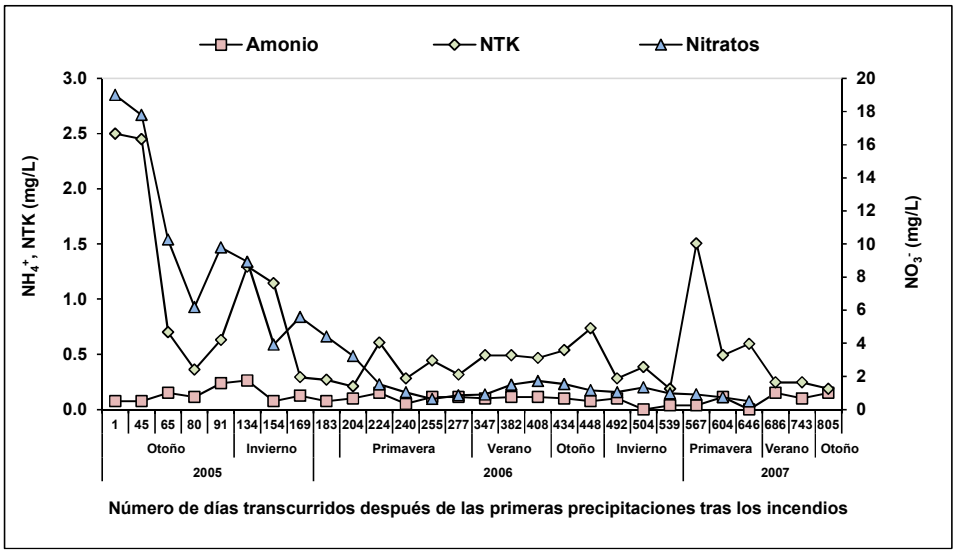


Figura 4-30. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la cuenca Rego dos Feales.

.

4.2.1.4.- Cuenca Río Mallou (C4).

Este punto de muestreo se ubica próximo al núcleo rural de Mallou. Los principales usos del suelo dentro de los límites de la cuenca son el matorral y el bosque mixto, y la litología predominante son los granitos de dos micas. Esta cuenca fue seleccionada durante las primeras fases del estudio como blanco de contraste de resultados, ya que no había sido afectada por los incendios forestales durante el período comprendido entre septiembre del 2005 – Junio de 2006. Con posterioridad a Junio de 2006 la cuenca se vió afectada por un incendio, por lo cual los datos aportados a continuación están reducidos al período en la que no estaba afectada. En un apartado posterior se describirá la evolución de la cuenca antes y después del incendio forestal

Parámetros de campo.

Como se puede observar en la figura 4-31, este punto de muestreo presenta valores de pH que varían entre 5.72 (noviembre, 2005) y 6.43 (febrero de 2006) que representan los valores mínimo y máximo registrados respectivamente, mostrándose una tendencia homogénea con el paso del tiempo. La variación de los valores de conductividad eléctrica se encuentran entre 72 y 92 µS/cm, valores que representan los datos del primer y último registros de conductividad para este punto (septiembre, 2005 y junio, 2006). Las mínimas y máximas temperaturas de este punto de control son de 11.2 y 23.8ºC para la temperatura del aire, 10.4 y 18.8 ºC para la del agua. (Figura 4-32).

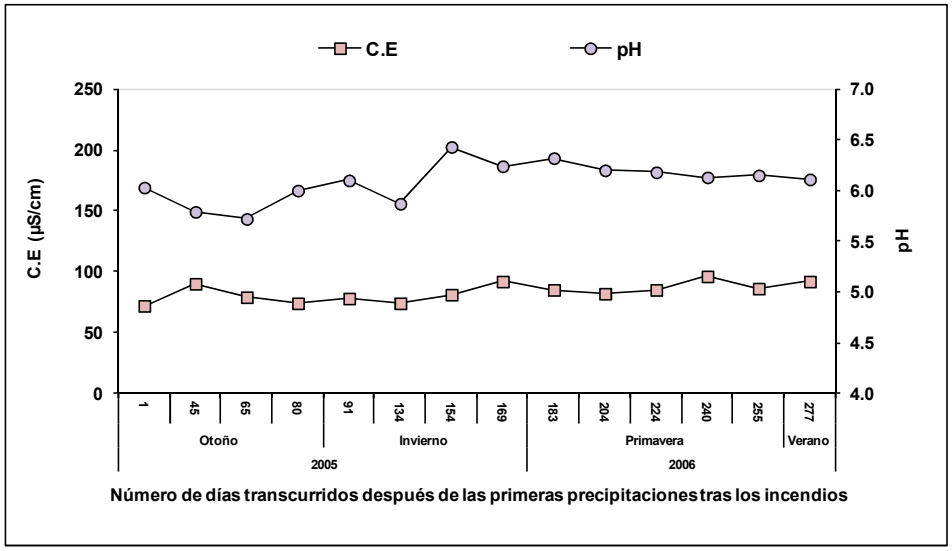


Figura 4-31. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Mallou.

.

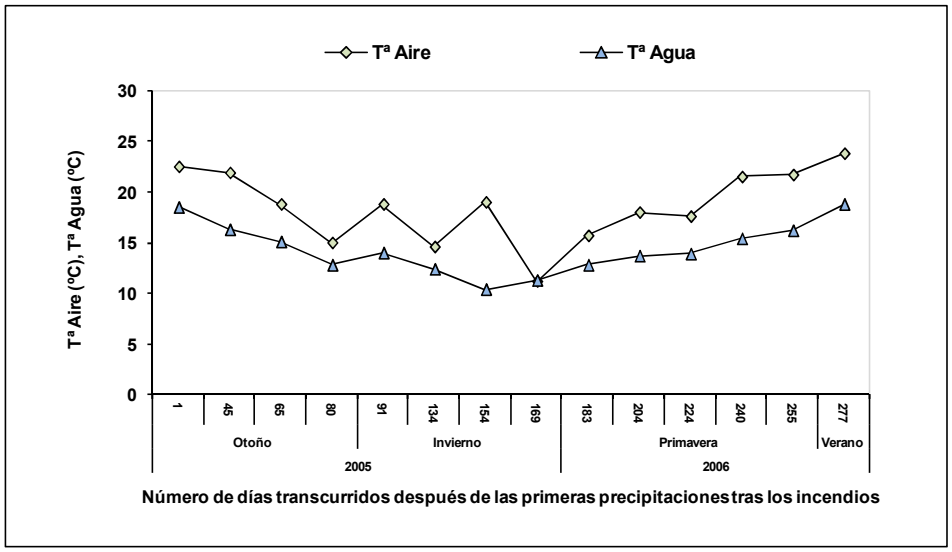


Figura 4-32. Evolución de la temperatura del aire y la del agua a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Mallou.

.

Parámetros de laboratorio.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

La figura 4-33, pone de manifiesto que las mayores concentraciones para los cationes las presentan el sodio y el magnesio. Las concentraciones de sodio se mantienen constantes durante el otoño de 2005 para luego experimentar un descenso durante el invierno de este mismo año, y finalmente un incremento durante la primavera de 2006 con una tendencia a estabilizarse para los cuatro últimos muestreos. El sodio presenta valores máximos de 20.70 mg/L (marzo, 2006) y mínimos de 10.26 mg/L (enero, 2006).

El comportamiento del calcio es similar al del sodio, sólo que éste tiende a mantenerse constante durante el invierno del 2005 y la primavera del 2006. Los valores de calcio mostraron su valor mínimo en las aguas en enero de 2006 (0.40 mg/L) y los máximos en junio de 2006 (1.05 mg/L).

La tendencia del potasio es bastante homogénea durante el período de observación, el valor máximo registrado para el potasio fue de 0.64 mg/L (octubre, 2005) y el mínimo de 0.18 mg/L (febrero, 2006). Por otra parte el magnesio presenta una concentración máxima de 1.60 mg/L (octubre, 2005) y mínima de 0.54 mg/L (noviembre, 2005), el comportamiento de este catión después de mostrar su máximo valor de concentración, decrece manteniendo valores estables y mostrando nuevamente un aumento durante el invierno de 2005, para luego mantener concentraciones estables hasta el final del período de observación.

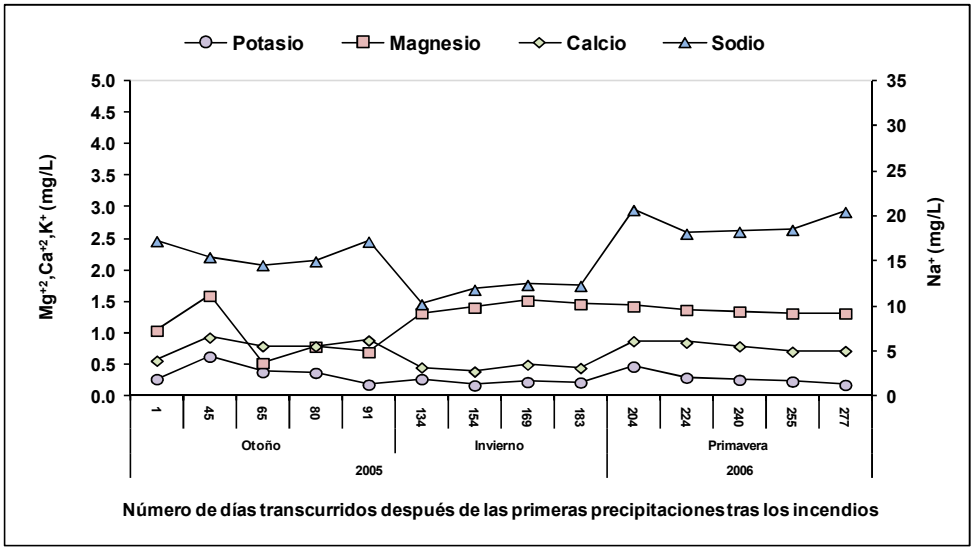


Figura 4-33. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Mallou.

.

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos).

Puesto que los análisis de los aniones para las cuencas ubicadas en el Concello de Carnota se realizaron sólo para los últimos seis muestreos, y esta cuenca que sirve como blanco de comparación de resultados fue afectada por los incendios con anterioridad a esta fecha, no se disponen de información de los aniones para este punto de control.

Formas de Nitrógeno: NO_3^-, NTK, NH_4^+.

La determinación del nitrógeno total durante cada una de las campañas de muestreo (Figura 4-34) refleja un máximo valor de 1.75 mg/L en el mes de octubre de 2005, y un mínimo valor de 0.04 mg/L en el mes de enero de 2007. El nitrógeno total refleja a lo largo del estudio dos picos en la gráfica, uno durante el otoño e invierno del 2005 y otro menos significativo durante la primavera del 2006. Es importante destacar que tanto para este punto de muestreo como para

el resto de puntos ubicados en las distintas cuencas, tanto las concentraciones de nitrógeno total como las de amonio son muy bajas, lo que impide describir con seguridad comportamientos significativos. Los nitratos mostraron un comportamiento muy homogéneo a lo largo del período considerado con concentraciones muy bajas que oscilan entre 0.03 mg/L en el primer muestreo y 0.71 mg/L en marzo de 2006.

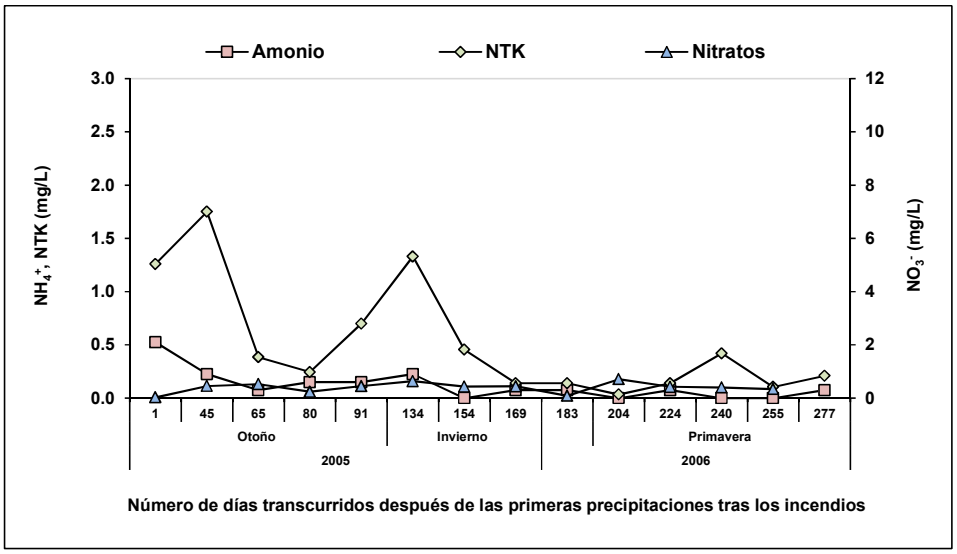


Figura 4-34. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Mallou.

4.2.1.5.- Cuenca Río de Pedrafigueira (C5).

Este punto de muestreo está ubicado en la parroquia de Pedrafigueira. La cuenca se caracteriza por una litología de granitos de dos micas y un bajo porcentaje de esquistos y granodioritas (5.8 y 2.8% respectivamente). Los usos del suelo muestran predominio de matorral y bosque mixto. Este punto de control es también un blanco, que sirve de referencia para la comparación de resultados con respecto a las cuencas quemadas.

Parámetros de Campo.

En la tabla 4-21 podemos observar los valores máximos y mínimos de los parámetros medidos en campo.

Tabla 4-21. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la cuenca Río de Pedrafigueira.

Parámetro de Campo	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
C.E (µS/cm)	84	Sep,2006	45	Ene, 2006
Tª Aire (ºC)	24.9	Jun,2006	9.2	Ene, 2007
Tª Agua (ºC)	19.7	Ago,2006	10.9	Ene, 2007
pH	6.5	Mar,Abr,May, 2006	5.4	May,2007

En la siguiente figura se puede apreciar el comportamiento de los registros realizados durante los 28 muestreos.

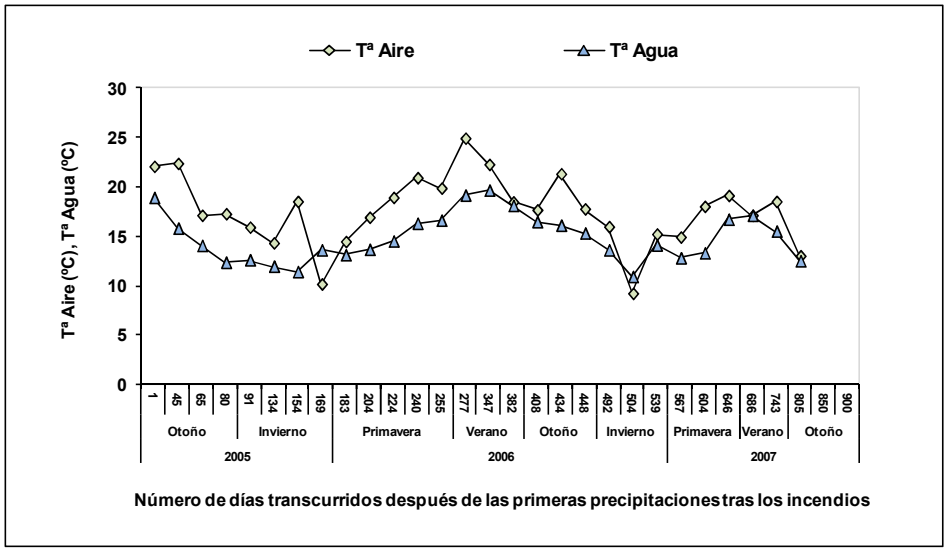


Figura 4-35. Evolución de la temperatura del aire y la del agua a lo largo del período de estudio para la cuenca Río de Pedrafigueira.

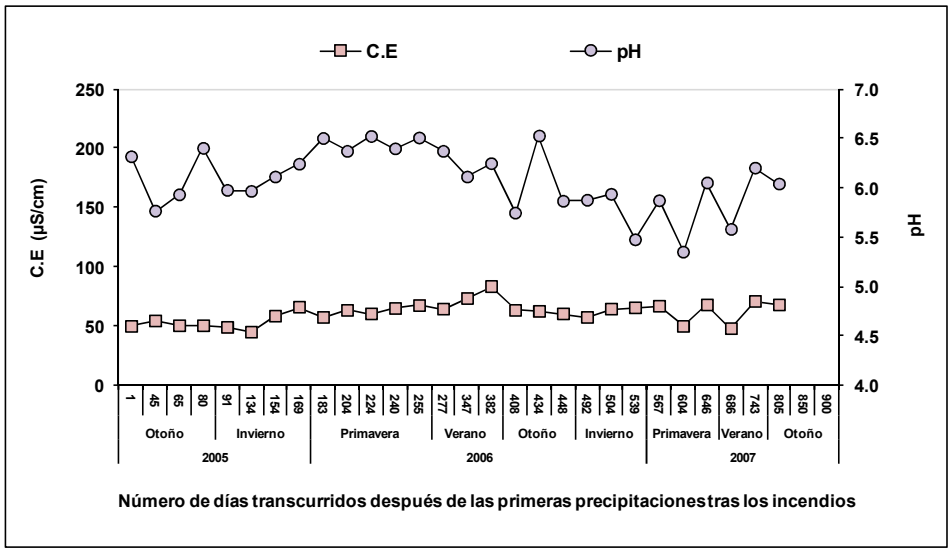


Figura 4-36. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para la cuenca Río de Pedrafigueira.

Parámetros de laboratorio.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

El potasio, calcio y el magnesio muestran un comportamiento constante con respecto a sus concentraciones a lo largo de todo el período de observaciones. El sodio describe un comportamiento distinto al resto de los cationes como se evidencia en la figura 4-37. Éste

experimenta un leve incremento de sus concentraciones durante tres períodos de muestreo, primeramente en el otoño de 2005, pasando por una etapa de descenso de sus valores durante los tres muestreos siguientes, y volviendo a experimentar otros aumentos más significativo durante la primavera y el verano de 2006, para finalmente experimentar un descenso progresivo hasta el final del período.

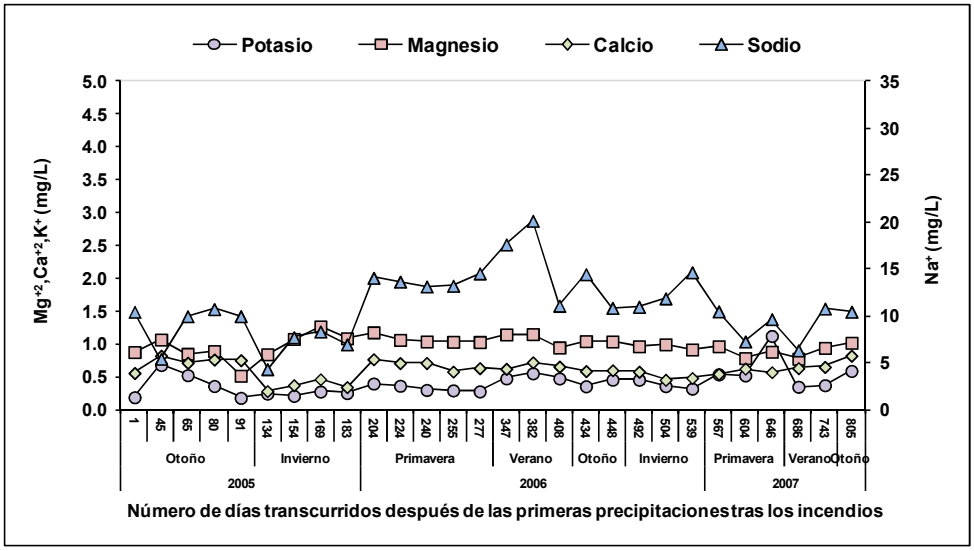


Figura. 4-37. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Río de Pedrafigueira.

En la siguiente tabla podemos observar los valores máximos y mínimos registrados para los cationes analizados.

Tabla 4-22**.** Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la cuenca Río de Pedrafigueira.

Catión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
Na^{+} (mg/L)	20.14	Sep,2006	4.33	Ene,2006
K^{+} (mg/L)	1.12	Jun,2007	0.18	Dic,2005
Mg^{+2} (mg/L)	1.27	Feb,2006	0.52	Dic,2005
Ca^{+2} (mg/L)	0.82	Oct,2005	0.28	Ene,2006

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos).

Los cloruros como describe la figura 4-38, muestran un comportamiento sin oscilaciones considerables, al igual que los bicarbonatos. Los sulfatos, aunque sus concentraciones no presentan valores muy altos tienden a variar tras cada muestreo, reflejando valores más altos durante el otoño de 2006 y posteriormente experimentando un descenso para el invierno de 2006, repitiéndose este mismo comportamiento durante la primavera-verano de 2007.

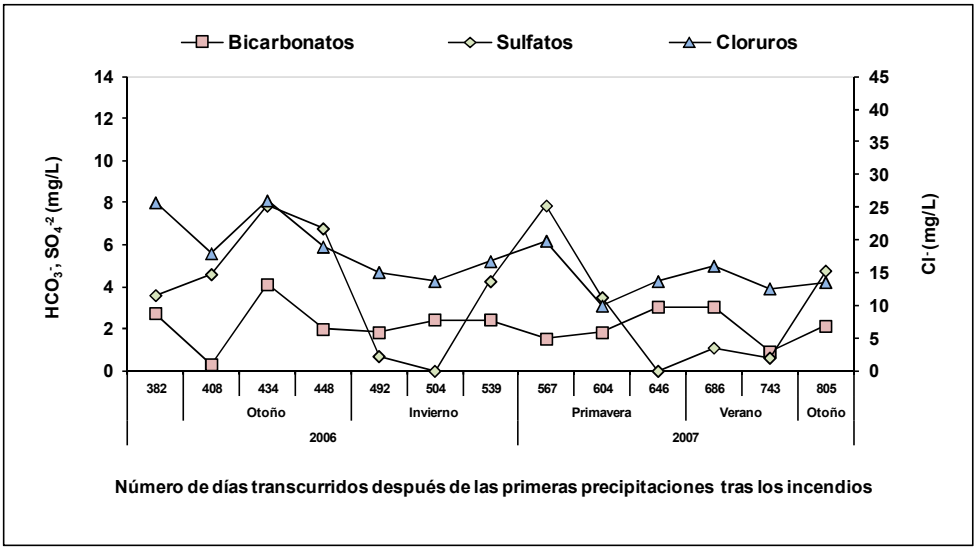


Figura. 4-38. Evolución de los aniones a lo largo del período de estudio para la cuenca Río de Pedrafigueira.

Los valores máximos y mínimos los podemos ver reflejados en la siguiente tabla.

Tabla 4-23. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la Cuenca Río de Pedrafigueira.

Anión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
HCO_3^- (mg/L)	4.12	Nov,2006	0.31	Oct,2006
SO_4^{-2} (mg/L)	7.86	Nov,2006	0.70	Ene,2007
Cl^- (mg/L)	26.04	Nov,2006	9.97	May,2007

Formas de Nitrógeno: NO_3^-, NTK, NH_4^+.

El nitrógeno total y el amonio tienden a reflejar concentraciones muy bajas durante todo el período de estudio. El mayor valor observado para el nitrógeno total ha sido en la primera y en la segunda toma de muestras, por otra parte el amonio describe un comportamiento muy estable al igual que los nitratos (Figura. 4-39), que solo muestran un pico en su concentración en octubre de 2005, estabilizándose al igual que las otras formas de nitrógeno durante las restantes campañas.

Tabla 4-24. Valores máximos y mínimos de las formas de nitrógeno para la cuenca Río de Pedrafigueira.

Forma de Nitrógeno	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
NO_3^- (mg/L)	5.11	Oct,2005	0.14	Ago,2006
NTK (mg/L)	2.28	Oct,2005	0.04	Ene,2007
NH_4^+ (mg/L)	0.34	Oct,2005	0.02	May,Jun,2006 – Ene, 2007

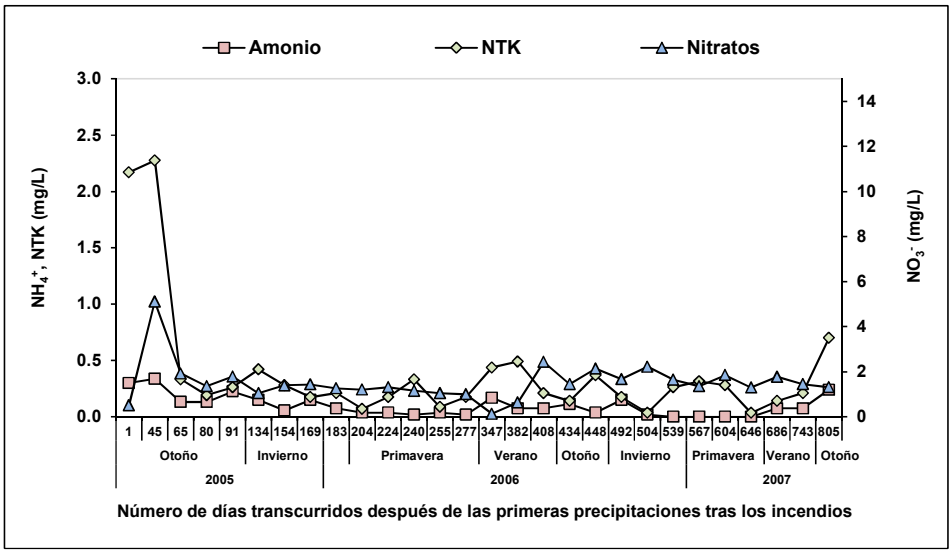


Figura. 4-39. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la cuenca Río de Pedrafigueira.

4.2.1.6.- Cuenca Río Valdebois (C6).

Esta cuenca se caracteriza por encontrarse en una zona cuya geología está representada principalmente por granitos y granodioritas. Los usos del suelo predominantemente son el matorral (90%) y el bosque mixto (5.9%). El punto de muestreo se encuentra próximo al núcleo rural de Sancibrán. Una de las características más importante de esta cuenca es que solo fue quemada por el incendio forestal de 2005 en 7.81%, a diferencia de las otras cuencas que fueron afectadas por encima de un 58%. Debido al bajo porcentaje de afectación del incendio y que los resultados descritos a continuación muestran respuestas similares a los de las cuencas no quemadas ésta fue considerada para este estudio como blanco de referencia.

Parámetros de campo.

Los valores de pH para este punto de muestreo durante el período de estudio, muestran un valor máximo de 6.96 en el mes de abril de 2005 y un valor mínimo de 4.59 en el mes de mayo de 2007 (Figura 4-40). Las temperaturas registradas para esta cuenca, reflejan las variaciones típicas derivadas del paso de las estaciones climáticas, el máximo valor registrado de temperatura ambiente fue de 25ºC (junio, 2006) y el mínimo es de 8.9ºC (enero, 2007). Las temperaturas del agua registradas mostraron un valor máximo de 21.1ºC (julio, 2007) y un valor mínimo de 10.5ºC (enero, 2007) (Figura 4-41). La conductividad eléctrica presenta un máximo registrado 96 µS/cm (septiembre, 2006) y un valor mínimo de 51 µS/cm (enero, 2006). Este parámetro como se observa en la Figura 4-40, muestra un comportamiento uniforme hasta mediados del invierno de 2005, donde experimenta un ligero incremento que se mantiene hasta finales del verano de 2006, para después decrecer levemente y experimentar un comportamiento similar nuevamente durante el año 2007.

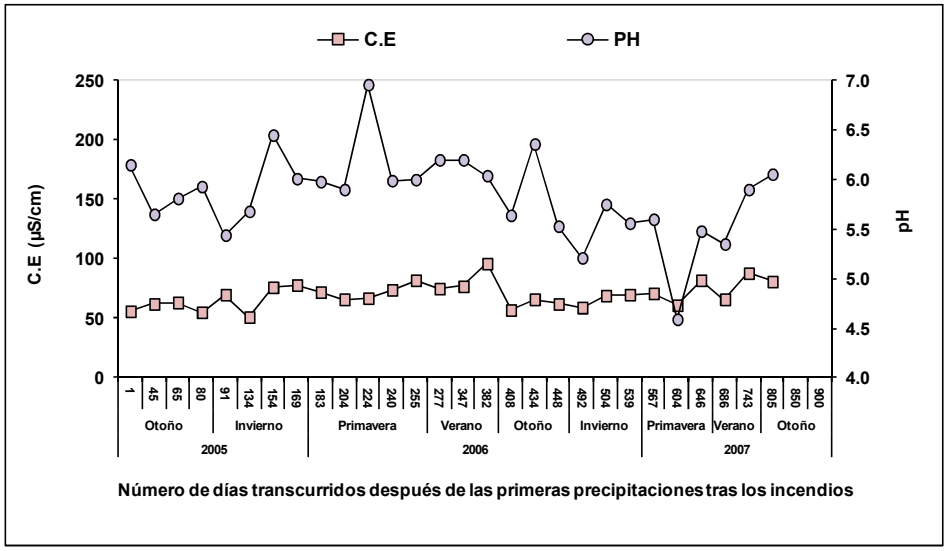


Figura. 4-40. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Valdebois.

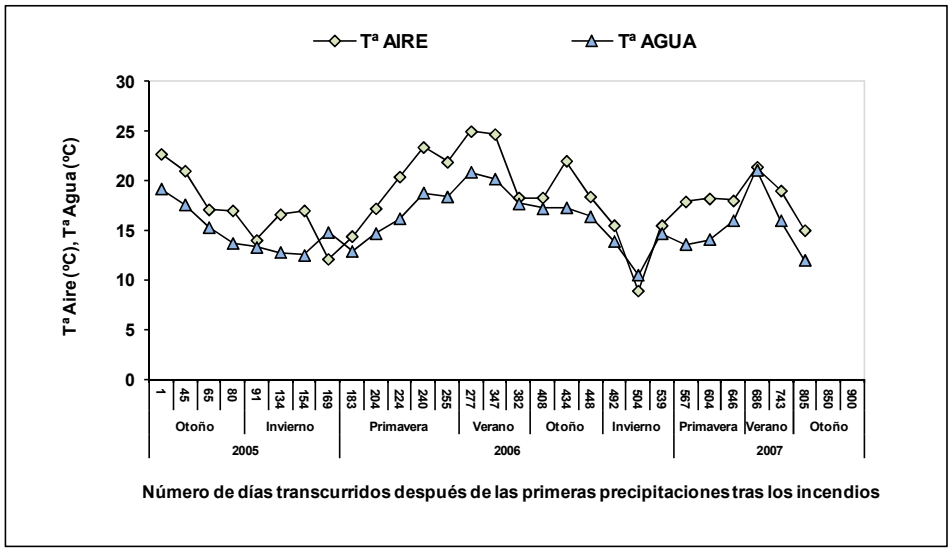


Figura. 4-41. Evolución de la temperatura del aire y la del agua a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Valdebois.

Parámetros de laboratorio.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

El catión que registra las mayores concentraciones es el sodio y muestra un comportamiento más o menos constante hasta experimentar un descenso en el invierno de 2005 (Figura. 4-42), que se mantiene constante hasta sufrir un aumento en su concentración durante la primavera y parte del verano de 2006. Durante el resto del período de registros se observan tres picos bien diferenciados, dos en el otoño e invierno de 2006 y uno durante la primavera de 2007. La

máxima concentración de sodio se registró en septiembre de 2006 (18.35 mg/L) y la mínima en enero de 2006 (5.73 mg/L).

El comportamiento del potasio, el calcio y el magnesio tiende a ser muy similar a lo largo del tiempo. El potasio muestra su mayor concentración con 0.96 mg/L (agosto, 2006) y la mínima con 0.23 (enero, 2006), por otra parte el calcio con un máximo de 1.19 mg/L (septiembre, 2006) y un valor mínimo de 0.290 mg/L (enero, 2006). Finalmente el magnesio presenta valores máximos de 1.58 mg/L (septiembre, 2006) y mínimo de 0.83 mg/L (diciembre, 2005).

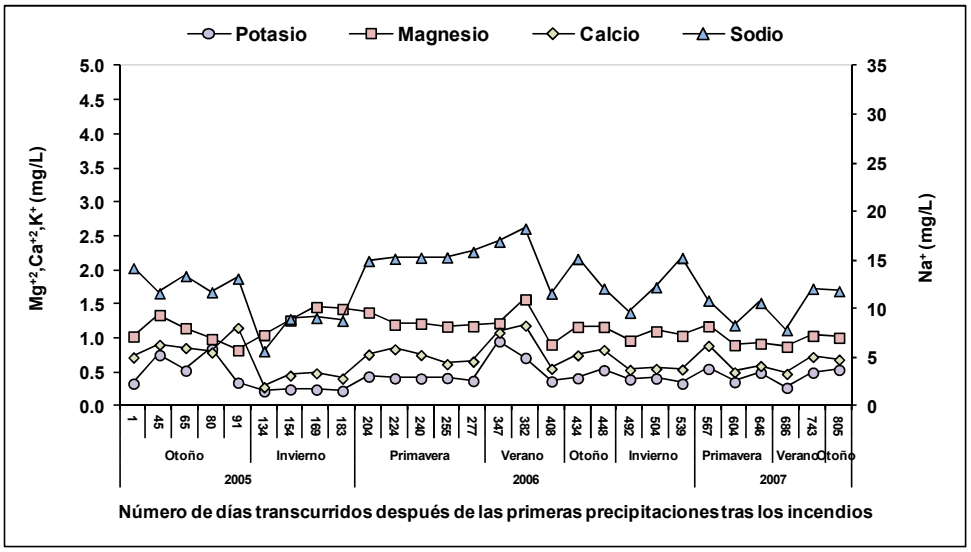


Figura 4-42. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Valdebois.

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos).

Los sulfatos de manera general, presentan un comportamiento de sus concentraciones muy similar durante todo el período de registro (Figura 4-43). Los cloruros y los bicarbonatos tienden a mantener sus concentraciones más o menos constantes en el tiempo por el contrario que los sulfatos que experimentan un pico durante la primavera de 2007. En la tabla que se muestra a continuación podemos observar los valores máximos y mínimos obtenidos para los aniones.

Tabla 4-25. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la cuenca Río Valdebois.

Anión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
HCO_3^-(mg/L)	3.66	Nov,2006	0.92	Sep,2006
SO_4^{2} (mg/L)	15.46	Mar,2007	2.70	Ene,2007
Cl^- (mg/L)	21.73	Sep,2006	12.07	Ene,2007

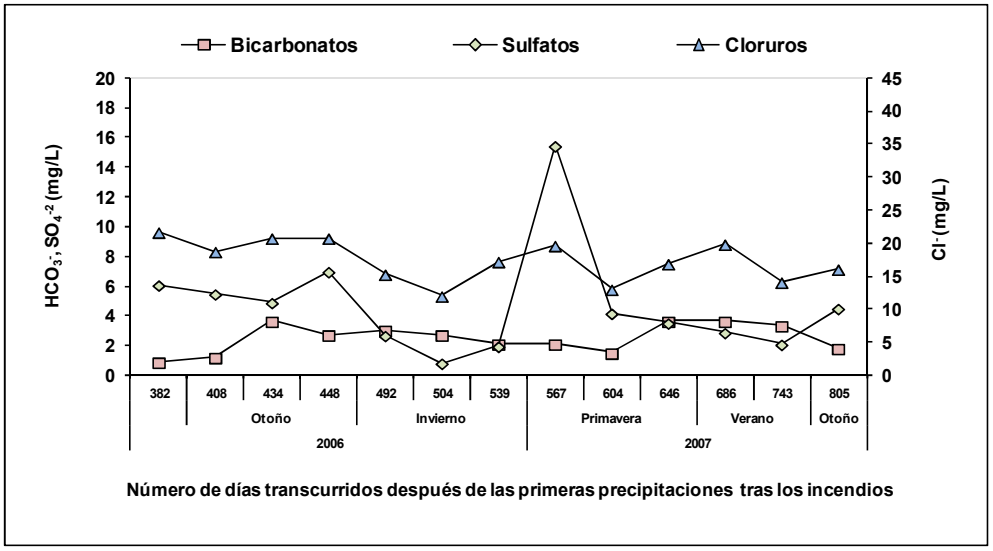


Figura 4-43. Evolución de los aniones a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Valdebois.

Formas de Nitrógeno: NO_3^-, NTK, NH_4^+.

En general las formas de nitrógeno analizadas muestran un comportamiento muy similar, primeramente se refleja un incremento de las concentraciones en el segundo muestreo realizado, para después mantenerse constantes, exceptuando dos picos (Figura 4-44) registrados para los nitratos y el nitrógeno total durante el invierno de 2006. Posteriormente se presentan valores constantes que experimentan un nuevo pico a finales del verano de 2006, y que se repite para el nitrógeno total en la primavera el verano de 2007. Las concentraciones máximas y mínimas registradas por las formas de nitrógeno las podemos observar en la siguiente tabla.

Tabla 4-26. Valores máximos y mínimos de las formas de nitrógeno para la cuenca Río Valdebois.

.

Forma de Nitrógeno	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
NO_3^- (mg/L)	4.5	Dic,2005	0.21	Sep,2007
NTK (mg/L)	1.820	Feb,2006	0.04	Mar,2006
NH_4^+ (mg/L)	0.45	Oct,2005	0.04	Ago,Sep,Nov,2006 – Ene,2007

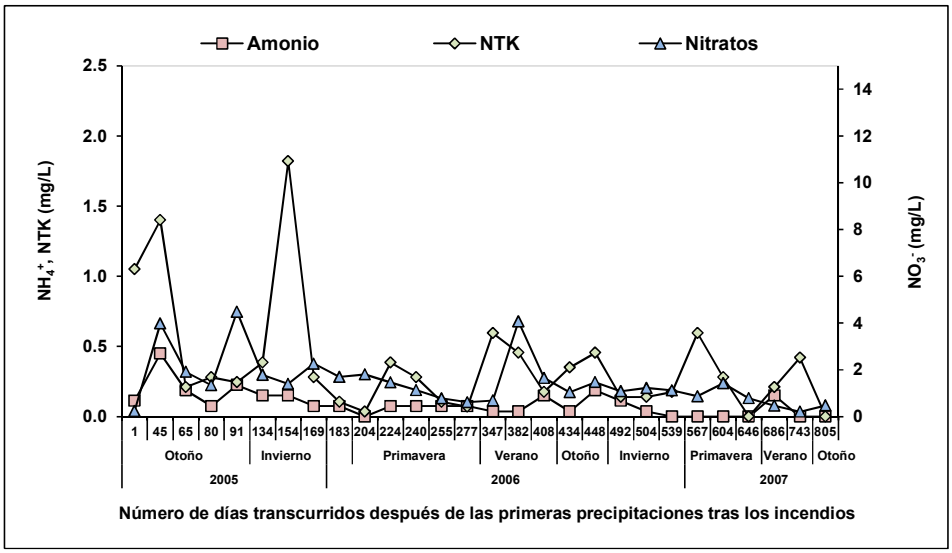


Figura 4-44. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Valdebois.

4.2.1.7.- Cuenca Río Maior (C7).

Este punto de muestro se ubica cerca del núcleo rural de Silvosa (Concello de Muros). La cuenca del rio se encuentra sobre una litología de granodioritas predominantemente, y sus principales usos del suelo son el matorral y el bosque mixto.

Parámetros de campo.

La conductividad eléctrica presenta sus máximos valores durante las primeras campañas de muestreo (85 µS/cm) decrecen de manera paulatina hasta el final del período de estudio, donde se muestra los menores valores (51 µS/cm). El máximo valor registrado de la temperatura del agua fue de 19ºC (verano de 2008) y la mínima de 11.8ºC (invierno de 2008), tanto la temperatura del agua como la del aire muestran comportamientos habituales a las estaciones del año en las que fueron medidas. La máxima temperatura ambiente registrada fue de 26ºC (Verano de 2008) y la mínima de 12.5ºC (invierno de 2008). Los valores de pH oscilan entre 5.1 (valor mínimo, febrero de 2009) y 6.9 (valor máximo, octubre de 2007) (Figuras 4-45 y 4-46).

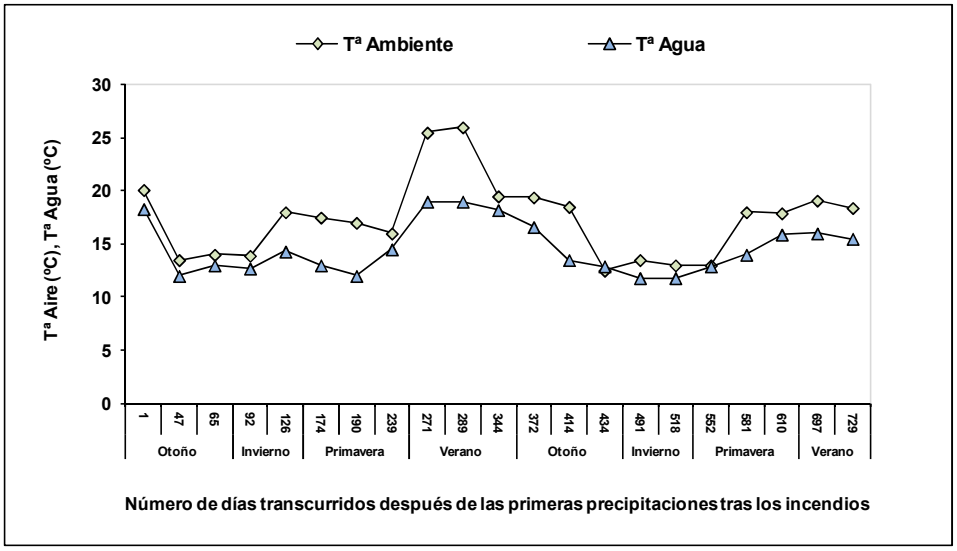


Figura 4-45. Evolución de la temperatura del aire y la del agua lo largo del período de estudio para la cuenca Río Maior.

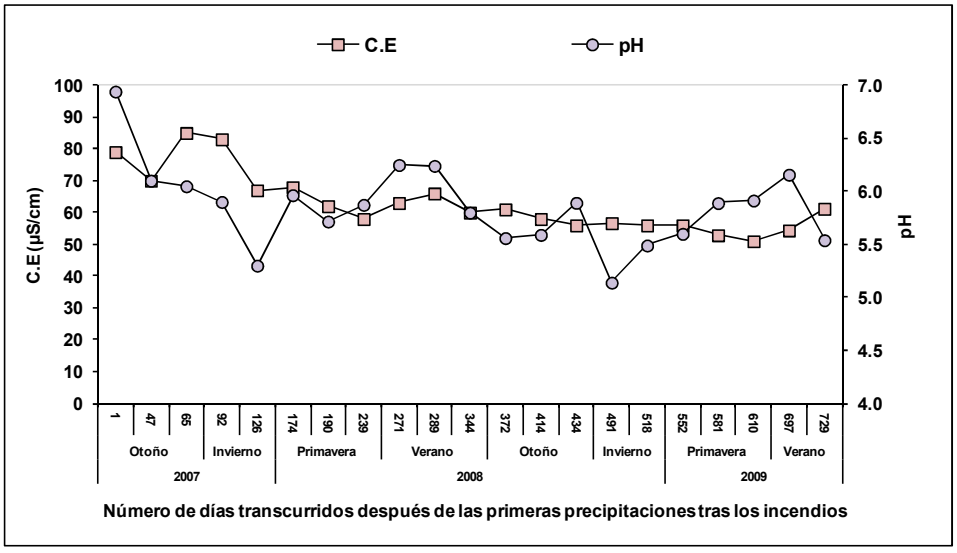


Figura 4-46. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Maior.

Parámetros de laboratorio.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

Todos los cationes muestran en general un comportamiento decreciente de sus concentraciones durante los dos años de registros (Figura. 4-47), al principio del período de muestreos se reflejan los mayores valores que van decreciendo hasta el último muestreo realizado. Los valores máximos y mínimos de los diferentes cationes se encuentran recopilados en la tabla 4-27.

Tabla 4-27. Valores máximos y mínimos de los cationes para la cuenca Río Maior.

Catión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
Na^{+} (mg/L)	10.25	Oct,2007	6.79	Junio,2009
K^{+} (mg/L)	0.90	Ene,2008	0,30	Mayo,2009
Mg^{+2} (mg/L)	1.71	Dic,2007	0.84	Oct,2009
Ca^{+2} (mg/L)	1.34	Dic,2007	0.28	May,2008

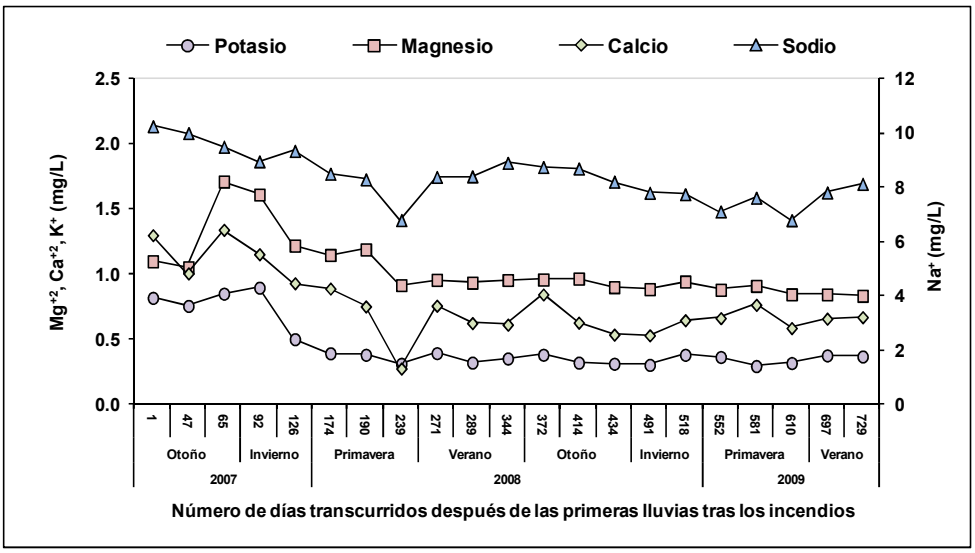


Figura 4-47. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Maior

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos).

En la siguiente tabla se pueden observar los valores máximos y mínimos registrados para los cloruros, sulfatos y bicarbonatos durante el período de estudio.

Tabla 4-28. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la cuenca Río Maior.

Anión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
HCO_3^{-}(mg/L)	4.58	May,2008	0.31	Nov,2007 – Jun,2009
SO_4^{2} (mg/L)	4.43	Jun,2009	1.00	Abr,2008
Cl^{-} (mg/L)	22.08	Mar,2009	9.50	Dic,2008

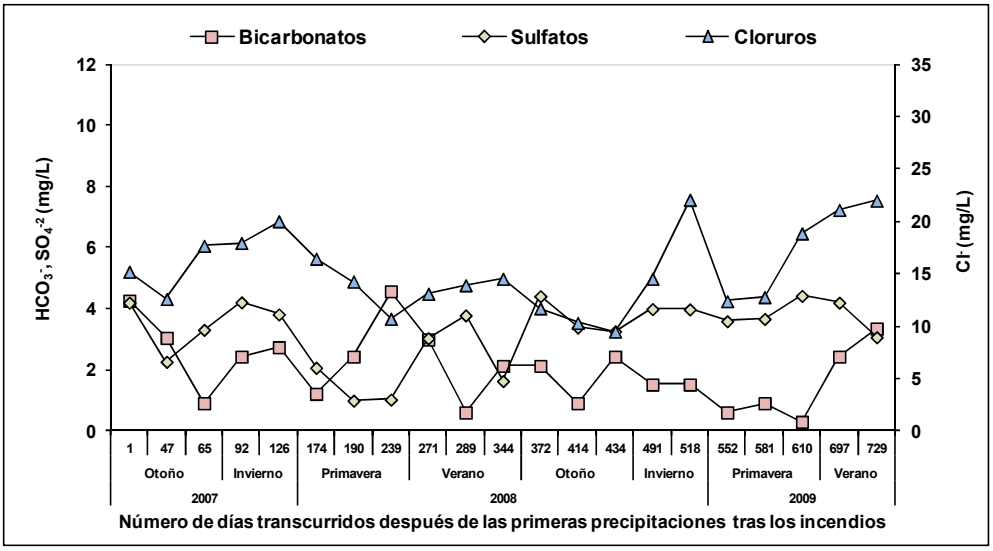


Figura 4-48. Evolución de los aniones a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Maior.

Formas de Nitrógeno: NO_3^-, NTK, NH_4^+.

Las mayores concentraciones de los nitratos se observan en el tercer muestreo (9.01 mg/L, diciembre de 2007), experimentado posteriormente un decrecimiento paulatino hasta el final de las campañas de muestreo. Salvo por dos picos (primavera de 2007 y otoño de 2008) que muestran un aumento de las concentraciones (Figura 4-49).

El amonio y el nitrógeno total por otra parte no presentan oscilaciones relevantes durante los dos años de estudio. La máxima concentración registrada para el amonio fue de 0.6 mg/L durante marzo de 2008, y para el nitrógeno total de 0.88 mg/L en octubre de 2009.

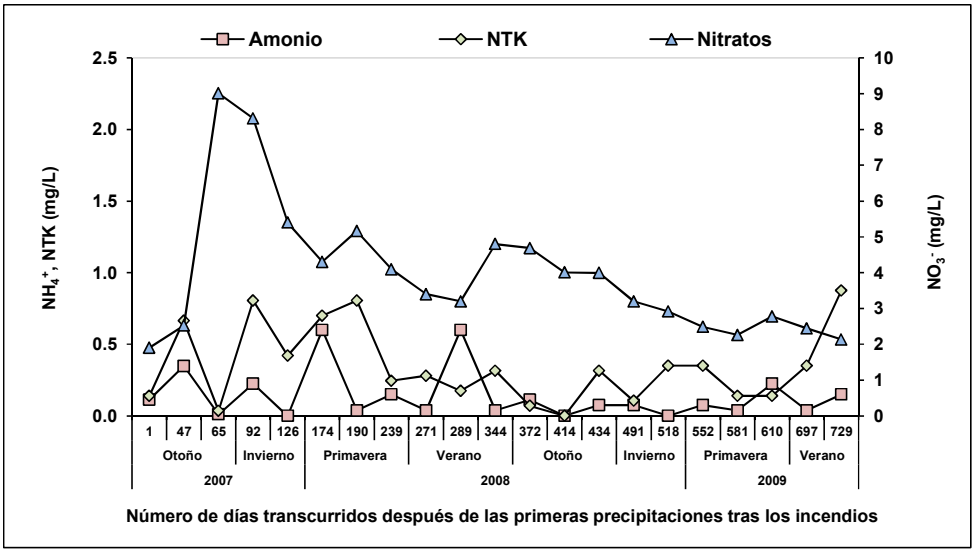


Figura 4-49. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Maior.

4.2.1.8.- Cuenca Río Arestiño (C8).

Este punto de muestreo se ubica cerca del núcleo rural de Lestelle (Concello de Outes). La cuenca se caracteriza por una abundancia de usos del suelo de bosque y matorral, y por una geología de granitos y granodioritas predominantemente. Esta cuenca sirve de blanco de referencia para comparar los efectos del incendio que afecto a la cuenca del Río Maior en el verano de 2007.

Parámetros de campo.

El pH muestra un comportamiento sin oscilaciones relevantes durante el período de estudio, a diferencia de la conductividad eléctrica que durante los primeros muestreos (invierno de 2007 y primavera 2008) presenta sus mayores valores (Figuras 4-50 y 4-51) para posteriormente decrecer y mantenerse constante (sólo mostrando ligeros incrementos durante el invierno de 2008 y la primavera de 2009).

En la siguiente tabla podemos observar los valores máximos y mínimos de los parámetros de campo.

Tabla 4-29. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la cuenca Río Arestiño.

Parámetro de Campo	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
CE (µS/cm)	77	Ene,2006	52	Abr,2009
Tª Aire (ºC)	25.2ºC	Jun,2008	12.5	Dic,2008
Tª Agua (ºC)	19.0ºC	Jul,2008	11.6	Feb,2009
pH	6.78	Oct,2007	5.22	Feb,2009

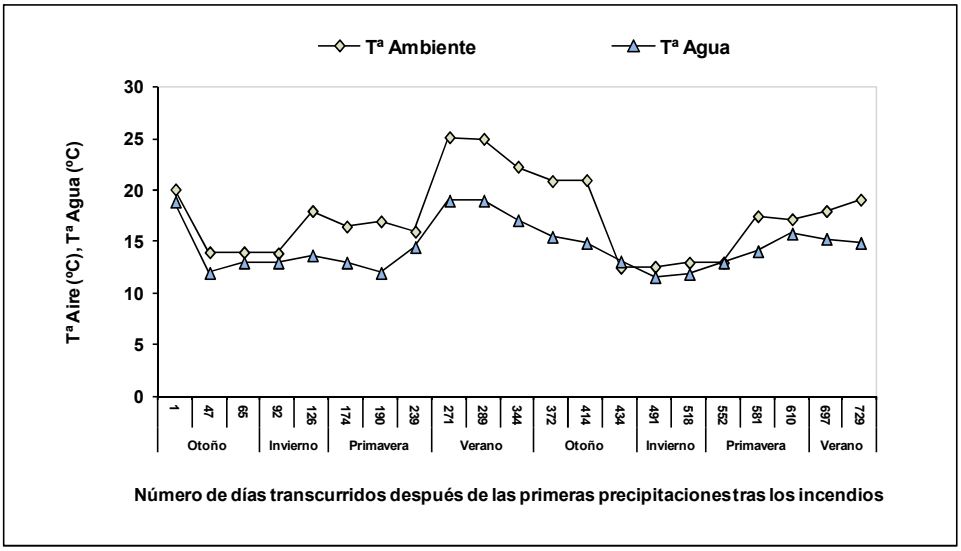


Figura 4-50.Evolución de la temperatura del aire y la del agua a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Arestiño.

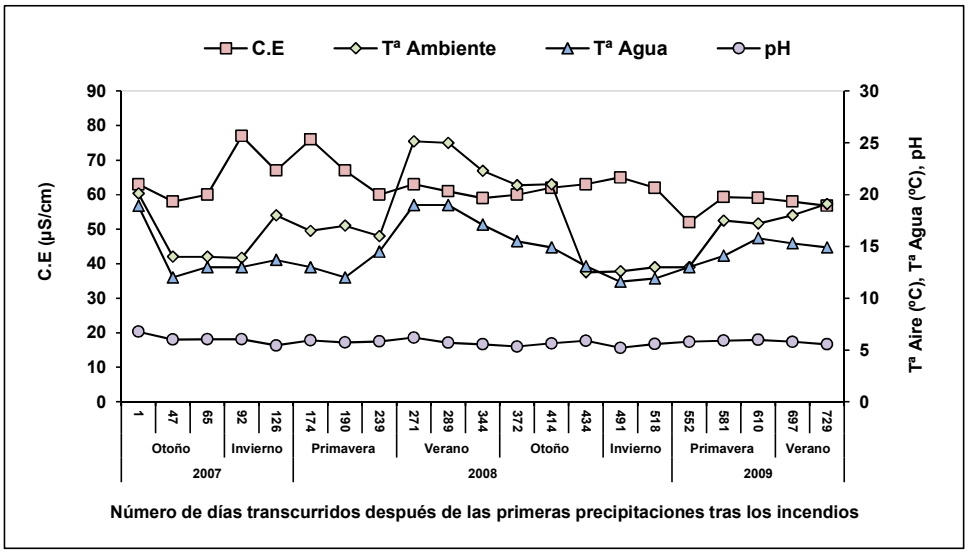


Figura 4-51. Evolución de la conductividad eléctrica y del pH a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Arestiño.

Parámetros de laboratorio.

Cationes (Sodio, Potasio, Calcio y Magnesio).

En la figura 4-52 se puede observar el comportamiento de los diferentes cationes analizados, en general podemos notar que todos siguen una tendencia similar, excepto en el invierno de 2007 y primavera de 2008, donde se observa un aumento de las concentraciones de sodio, la tendencia se iguala para todos los cationes a finales del invierno de 2008. Los valores máximos y mínimos de las concentraciones de los cationes las podemos observar en la siguiente tabla.

Tabla 4-30. Valores máximos y mínimos de los cationes para la cuenca Río Arestiño.

Catión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
Na^{+} (mg/L)	10.59	Nov,2008	7.73	Dic,2007
K^{+} (mg/L)	0.78	Nov,2007	0,35	May,2008
Mg^{+2} (mg/L)	1.28	Ene,2008	0.85	Oct,2009
Ca^{+2} (mg/L)	0.83	Dic,2007	0.21	May,2008

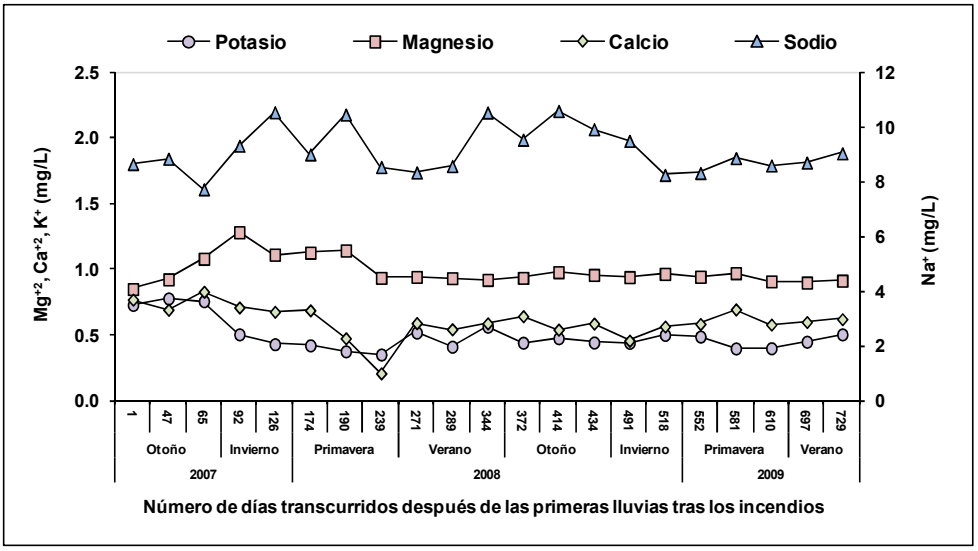


Figura 4-52. Evolución de los cationes a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Arestiño.

Aniones (Cloruros, Sulfatos y Bicarbonatos).

Los cloruros como describe la figura 4-53, muestran un comportamiento que destaca mayores concentraciones durante los inviernos y las primaveras de los dos años de estudio, presentando concentraciones más bajas y sin muchas oscilaciones durante las estaciones de verano y otoño. Los sulfatos y los bicarbonatos, aunque sus concentraciones no presentan valores muy altos, tienen un comportamiento similar al de los cloruros, aunque quizás la mayores concentraciones se vean desplazadas entre mediados del otoño hasta mediados del invierno. Los valores máximos y mínimos los podemos ver reflejados en la tabla siguiente.

Tabla 4-31. Valores máximos y mínimos de los parámetros de campo para la Cuenca Río Arestiño.

Anión	Valor máximo	Fecha de registro	Valor mínimo	Fecha de registro
HCO_3^- (mg/L)	4.88	Oct,2009	0.61	Oct,2007
SO_4^{-2} (mg/L)	6.13	Dic,2007	1.02	Abr,2008
Cl^- (mg/L)	37.9	Mar,2008	9.08	Nov,2007

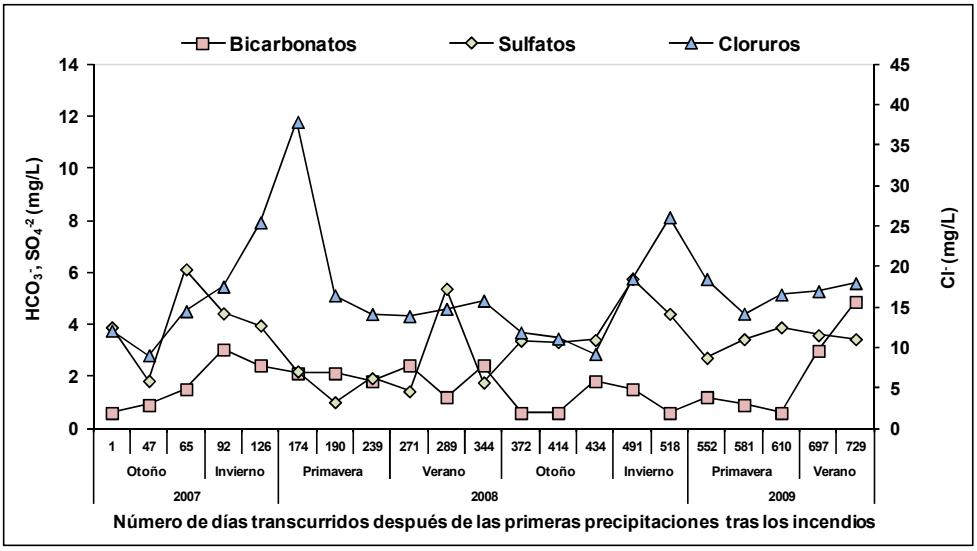


Figura 4-53. Evolución de los aniones a lo largo del período de estudio para la cuenca Río Arestiño.

Formas de Nitrógeno: NO_3^-, NTK, NH_4^+.

El nitrógeno total y el amonio reflejan concentraciones muy bajas durante todo el período de estudio, el mayor valor observado para ambos ha sido el determinado en la sexta toma de muestras. Por otra parte los nitratos describen un comportamiento muy estable (Figura 4-54) mostrando mayores concentraciones durante el otoño y el invierno de los dos años analizados.

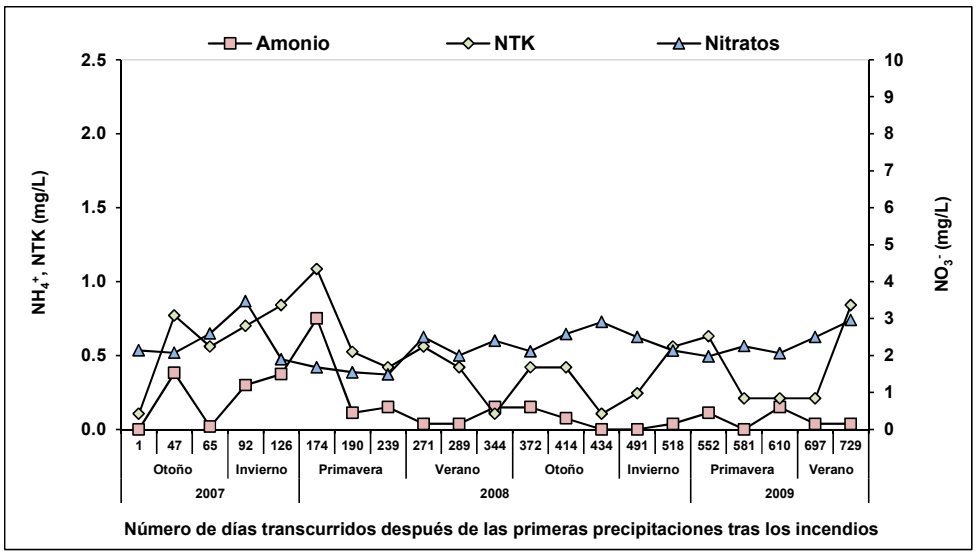


Figura 4-54. Evolución de las formas de nitrógeno a lo largo del período de estudio para la Cuenca Río Arestiño.

.

Tabla 4-32. Valores máximos y mínimos de las formas de nitrógeno para la Cuenca Río de PedraFiguraueira.

Forma de Nitrógeno	**Valor máximo**	**Fecha de registro**	**Valor mínimo**	**Fecha de registro**
NO_3^- (ppm)	3.47	Ene,2008	1.49	May,2008
NTK (ppm)	1.09	Mar,2008	0.11	Oct,2007
NH_4^+ (ppm)	0.75	Mar, Nov, 2008	0.02	Dic, 2007

4.2.2.- Comparación de los resultados obtenidos en la composición química del agua entre las cuencas quemadas y no quemadas.

4.2.2.1.- Cuencas ubicadas en el Concello de Carnota.

Resultados.

Composición química de las aguas.

El análisis estadístico realizado (t-test) a los valores medios de nitratos, potasio, sodio, calcio, magnesio, conductividad eléctrica y pH, correspondientes a las cuencas quemadas (C1, C2 y C3) y no quemadas (C4, C5 y C6) permite establecer dos tipos de comportamiento durante el período de estudio (Figuras 4-55 y 4-56).

1) Nitratos, potasio y calcio: que muestran un fuerte incremento en la concentración de las cuencas quemadas con relación a las no quemadas a partir del segundo muestreo (realizado un mes después de las primeras lluvias) y que posteriormente va disminuyendo progresivamente a lo largo del período lluvioso (de octubre a mayo) hasta que a final de la primavera los valores de los dos tipos de cuenca quedan prácticamente igualados. A partir del siguiente verano y, con las primeras lluvias, vuelve a producirse un nuevo incremento de la concentración de los parámetros de las cuencas quemadas con relación a las no quemadas, que prácticamente desaparece al comienzo del otoño, fecha a partir de la cual vuelven a igualarse los valores entre los dos tipos de cuencas.

En el caso del potasio y el calcio, incluso en la primera primavera y segundo invierno se sigue manifestando un ligero incremento de las concentraciones con relación a las cuencas no quemadas.

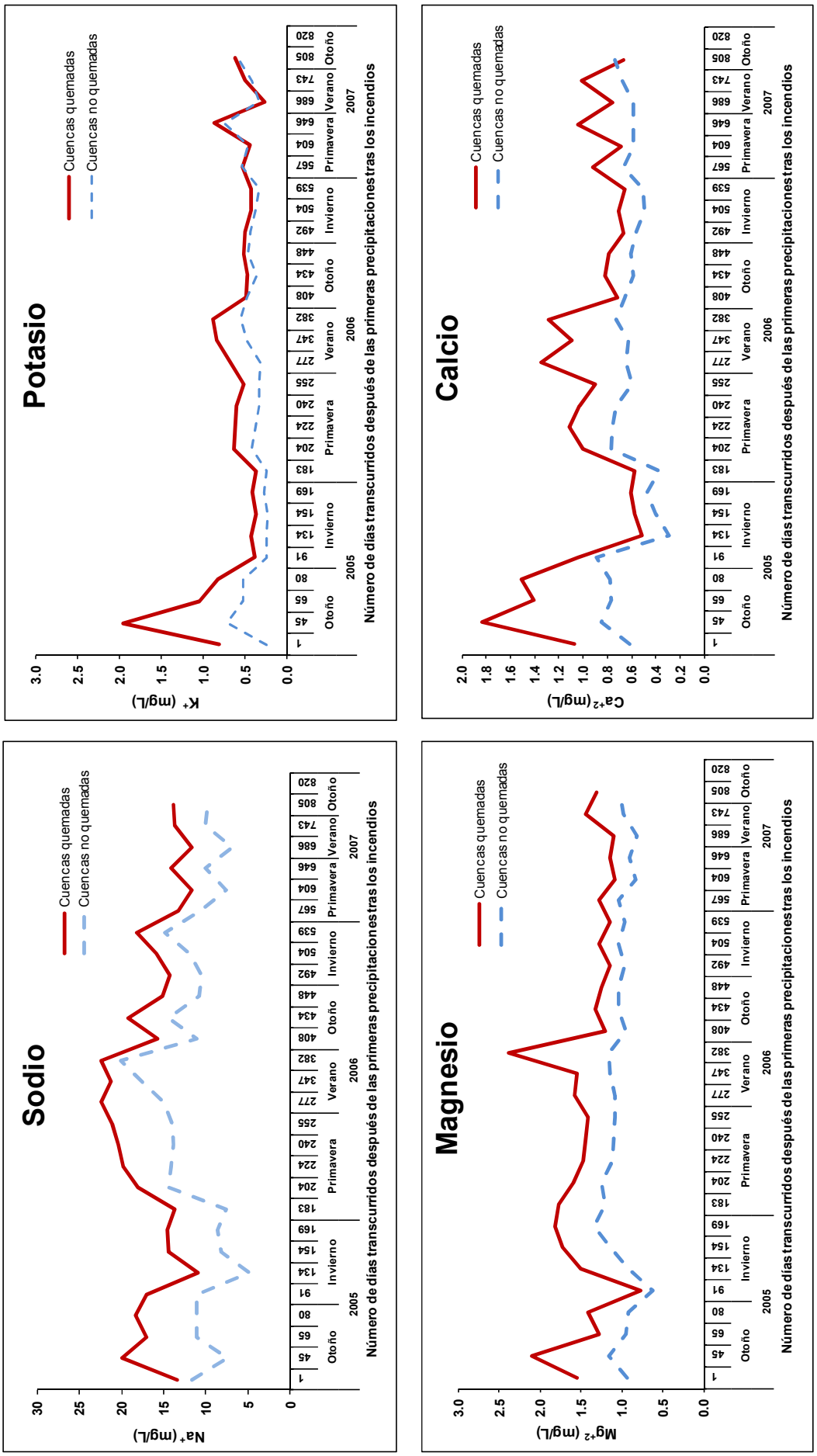
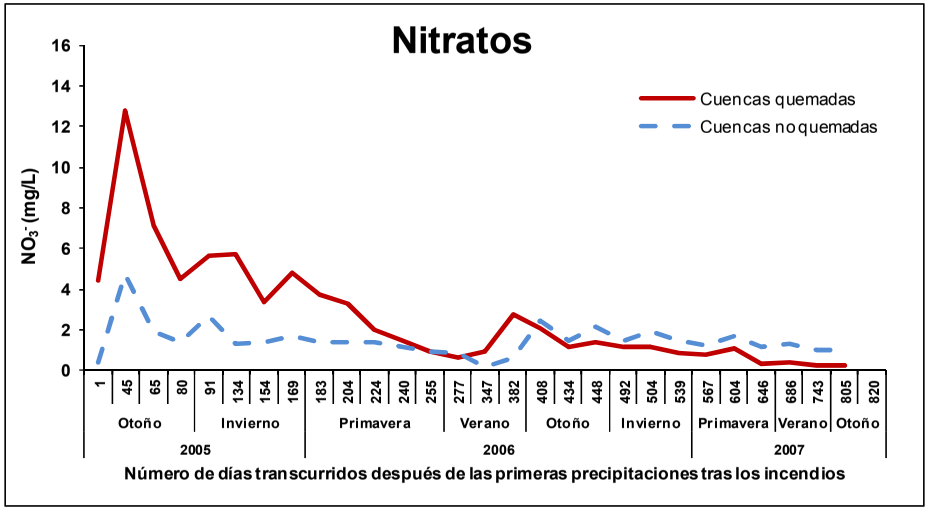
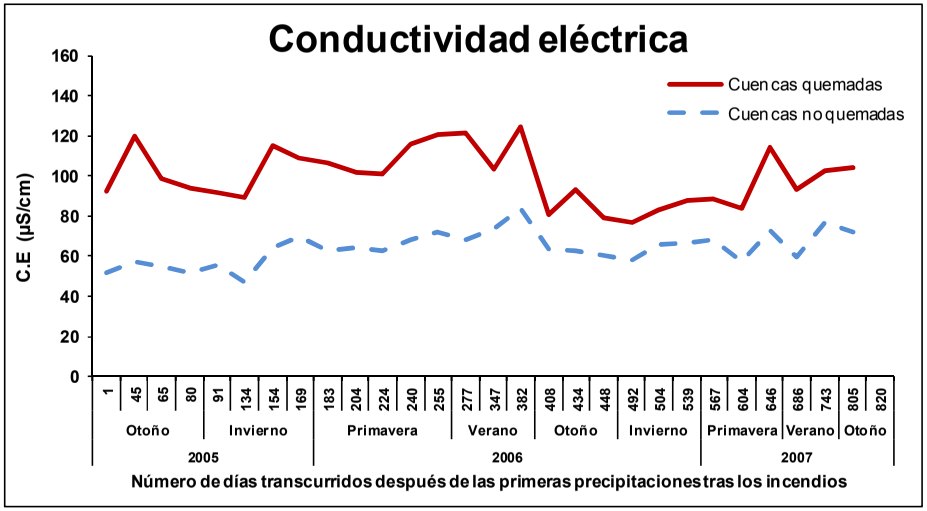


Figura 4-55. Evolución de los cationes en las cuencas quemadas y no quemadas ubicadas en el Concello de Carnota.





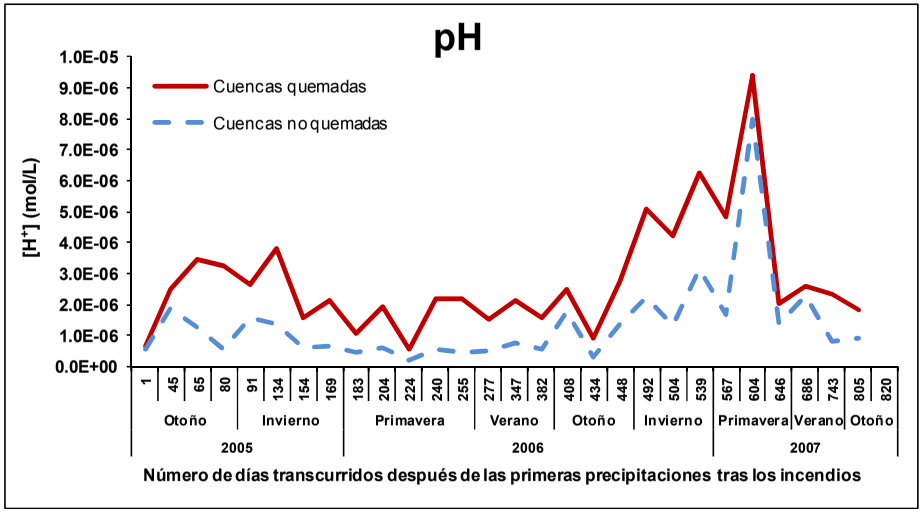


Figura 4-56. Evolución de las concentraciones de nitratos, pH y de la conductividad eléctrica en las cuencas quemadas y no quemadas ubicadas en el Concello de Carnota.

2.-) Conductividad eléctrica, pH, sodio y magnesio: el incremento que se observa en las aguas de las cuencas de los ríos quemados sobre los no quemados presenta, por una parte, poca variación estacional y, por otra parte, al final del período se siguen observando diferencias entre ambos tipos de cuencas. El contenido de hidrogeniones del agua, se traduce en un pH más bajo de las aguas de los ríos de las cuencas quemadas con relación a las no quemadas.

En general la comparación realizada (t-test) entre los parámetros analizados (conductividad eléctrica, pH, nitratos, sodio, potasio, calcio, magnesio, sulfatos y cloruros) muestra que existen diferencias significativas durante el período de estudio ($\alpha \leq 0.05$) entre ambos tipos de cuencas. (Tabla 4-33). Propiedades como la concentración de bicarbonatos y el nitrógeno total no muestran diferencias significativas y otros como el ortofosfato y el amonio presentan valores tan bajos (inferiores a 0.03 mg/L y a 0.2 mg/L respectivamente) que no fueron considerados. Parámetros, como el material en suspensión, no fueron analizados porque un control adecuado de éstas pérdidas solo podría realizarse con un muestreo en continuo, metodología que no fue considerada en el planteamiento de este trabajo.

Tabla 4-33. Resultados de la comparación entre la química del agua de las cuencas no quemadas (CNQ) y las quemadas (CQ). Los cloruros, bicarbonatos y sulfatos fueron analizados entre el muestreo número 16 y el fin del estudio. Los valores mostrados son las concentraciones medias con sus desviaciones estándar entre paréntesis. Los símbolos □ y * indican la significación estadísticas (□ no existen diferencias significativas, * existen diferencias significativas) ($\alpha \leq 0.05$).

	CNQ	**CQ**	***t-test***
NO_3^- (mg/L)	1.5 (1.1)	2.7 (3.2)	*
NTK (mg/L)	0.4 (0.5)	0.5 (0.4)	□
Na^+ (mg/L)	11.5 (3.5)	15.3 (4.2)	*
K^+ (mg/L)	0.5 (0.1)	0.5 (0.2)	*
Ca^{+2} (mg/L)	0.6 (0.1)	0.8 (0.3)	*
Mg^{+2} (mg/L)	0.9 (0.1)	1.4 (0.3)	*
C.E (µS/cm)	64.0 (10.0)	99.7 (28.3)	*
pH	6.0 (0.4)	5.6(0.4)	*
Cl^- (mg/L)	17.5 (4.9)	24.0 (7.1)	*
SO_4^{-2} (mg/L)	4.6 (2.9)	7.3 (7.7)	*
HCO_3^- (mg/L)	2.3 (1.0)	2.4 (1.3)	□

Relación entre el índice de precipitación antecedente (IPA) y la química del agua de las cuencas estudiadas.

Debido a que no se realizó durante el período de estudio un registro en continuo de caudal, que permitiese establecer las posibles relaciones existentes con las concentraciones de los parámetros analizados en los distintos muestreos, se determinó el IPA. Este índice se calculó a partir de la base de que se pueden establecer con su estimación aproximaciones de las

relaciones caudal-área de una cuenca. Estudios similares han sido realizados en diferentes cuencas en el noroeste de España arrojando buenos resultados (Álvarez, 2000).

Para validar la relación del IPA con los ríos estudiados se compararon los resultados de la constante "a" del modelo potencial $Q = \alpha A_c^{b}$ * calculado a partir de 8 campañas de aforo (en diferentes épocas del año) de las cuencas ubicadas en los Concellos de Muros y Outes de similares características (C7 y C8) con mediciones en continuo de caudal desde el año de 2007 hasta el 2011. La comparación realizada confirma una buena relación (r^2=0,98) entre la constante "a" del modelo de regresión y el IPA. Este análisis es sólo una aproximación, ya que en el cálculo del IPA para el área de estudio sólo se ha utilizado un pluviómetro (Figura 4-57).

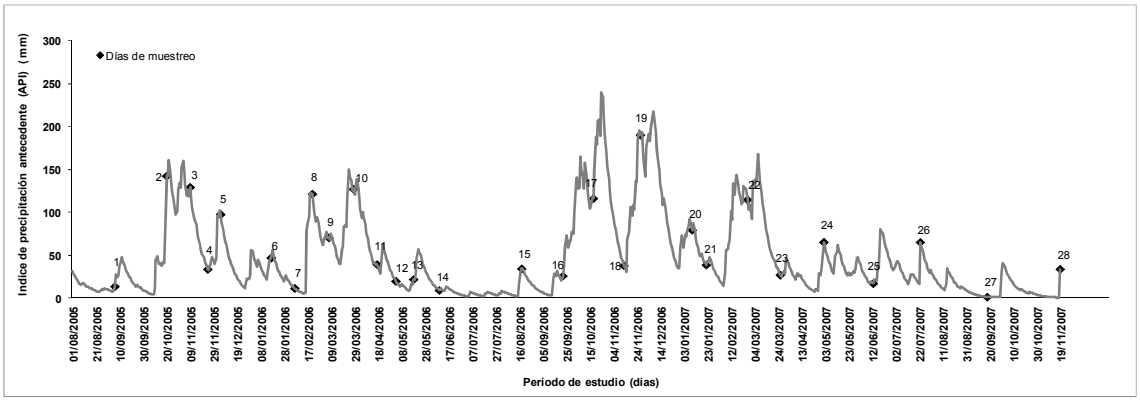


Figura 4-57. Días en los que se realizaron los diferentes muestreos de las cuencas ubicadas en el Concello de Carnota con respecto al IPA calculado para la estación Serra de Outes (AEMET).

Se determinó el caudal a partir del modelo potencial $Q = \alpha A_c^{b}$ para cada uno de los 28 muestreos realizados en función del área de cada una de las 6 cuencas analizadas, este cálculo se llevó a cabo obteniendo el valor de "a" a partir de la relación realizada para las cuencas de referencia y el IPA, y "b" a partir de la función de regresión de la recta De esta manera se lograron realizar correlaciones de los caudales determinados con respecto a cada uno de los parámetros determinados. Los resultados muestran que solo presentan relaciones significativas con la conductividad eléctrica y el sodio (Tabla 4-34). Los bajos valores obtenidos en la correlación nos revelan una amplia dispersión, que puede ser indicativo de un comportamiento no lineal (histéresis) de las relaciones concentración/caudal. Este comportamiento descrito por diferentes autores (Wood, 1977; Evans & Davies, 1998) puede deberse a que las relaciones entre caudal y concentración cambian de la rama ascendente a la descendente del hidrograma, enmascarando posibles relaciones existentes en los resultados. Es importante destacar que las dinámicas de histéresis cambian de río a río (Butturini *et al*., 2008) y también con la duración e intensidad de las tormentas, incluso en el orden en el que

* Donde a y b son la ordenada en el origen y la pendiente del modelo de regresión. Desde el punto de vista físico, la constante "a" estaría relacionado con el caudal correspondiente a un área de influencia de 1 km^2 y puede variar de una relación a otra en función de las condiciones climatológicas. Por su parte, la pendiente constante b suele ser aproximadamente 1. Q el caudal y Ac el área de la cuenca.

estas suceden, esto podría indicarnos la necesidad de un muestreo a menor escala que permita determinar el comportamiento de las concentraciones durante crecidas individuales para los ríos analizados.

Tabla 4-34. Coeficiente de Pearson entre el caudal (Q) y los diferentes parámetros determinados en las aguas de las diferentes cuencas. (* existen diferencias significativas) (α≤0.01).

	Q.	pH	CE	Na^+	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	NO_3^-
Q.	1	-0.127	-0.285*	-0.210*	-0.068	-0.096	-0.136	-0.073

Evolución de la composición química del agua de una cuenca antes y después de ser afectada por un incendio forestal.

En las figura 4-58 y 4-59 se puede observar la evolución comparativa de los parámetros medidos (potasio, magnesio, pH, sodio, calcio, conductividad eléctrica y nitratos) en la cuenca Río Mallou antes y después de haber sido afectada por un incendio forestal en el verano de 2006, en comparación con la cuenca del Río de Pedrafigueira utilizada como blanco de referencia.

Se puede apreciar en primer lugar que antes del incendio las concentraciones de las dos cuencas mostraban un fuerte paralelismo. Una vez que el 40% de la cuenca del Río Mallou fue afectada por el incendio se evidencia un incremento en nitratos, potasio, calcio, magnesio, hidrogeniones y en la conductividad eléctrica. Este incremento, tras alcanzar un máximo en torno a los meses de octubre-noviembre desciende lentamente hasta igualarse en el verano del 2007 a los valores previos al incendio. En el caso específico del sodio podemos observar que este experimenta poca variación con respecto a la cuenca no quemada después del incendio, mostrando un comportamiento muy similar al período analizado previo al incendio.

La comparación realizada (t-test) de los parámetros analizados en las dos cuencas antes y después del incendio muestra que durante el período previo a este no existen diferencias significativas en las concentraciones de potasio, calcio, hidrogeniones y la conductividad eléctrica, y que existen para el magnesio, el sodio y los nitratos. Después del incendio se encuentran diferencias significativas (α≤0.05) entre ambos tipos de cuencas para todas los parámetros analizados (Tabla 4-35).

Para apreciar mejor el efecto del incendio sobre la cuenca quemada en comparación a la control, y descartar las variaciones derivadas de las características intrínsecas que pueden existir entre ellas, se procedió a realizar una normalización en la cuenca no quemada. Esta fue realizada sumando a la cuenca Río de Pedrafigueira (cuenca control) durante todo el período de observaciones el valor promedio de las medidas de sodio, potasio, magnesio, nitratos y conductividad eléctrica de ambas cuencas durante el período previo al incendio. En el caso del

potasio y el pH esta normalización no fue necesaria debido a que los valores eran prácticamente iguales. En las figuras 4-60 y 4-61 se puede apreciar resultados similares a los expuestos anteriormente, donde todos los parámetros, excepto el sodio, muestran un incremento tras el fuego.

Tabla 4-35. Resultados de la comparación entre la química del agua de la cuenca río Mallou (quemada) (CQ) y la cuenca Río de Pedrafigueira (no quemada) (CNQ) después del incendio. Los valores mostrados son las concentraciones medias con sus desviaciones estándar entre paréntesis. Los simbolos □ y * indican la significación estadísticas (□ no existen diferencias significativas, * existen diferencias significativas) (α≤ 0.05).

	Antes del incendio			Después del incendio		
	CNQ	**CQ**	***t-test***	**CNQ**	**CQ**	***t-test***
NO_3^- (mg/L)	1.5 (1.1)	0.4 (0.2)	*	1.5 (0.6)	3.14 (3.3)	*
Na^+ (mg/L)	10.2 (3.3)	15.9 (3.3)	*	11.9 (3.7)	17.5 (4.3)	*
K^+ (mg/L)	0.3 (0.1)	0.3 (0.1)	□	0.5 (0.2)	0.9 (0.4)	*
Ca^{+2} (mg/L)	0.6 (0.2)	0.7 (0.2)	□	0.6 (0.1)	0.9 (0.2)	*
Mg^{+2} (mg/L)	1.0 (0.2)	1.2 (0.3)	*	1.0 (0.1)	1.6 (0.4)	*
C.E (µS/cm)	57.6 (7.5)	83.3 (7.5)	□	64.8 (9.1)	103.1 (15.4)	*
pH	6.2 (0.2)	6.2 (0.2)	□	5.9 (0.3)	5.5 (0.3)	*

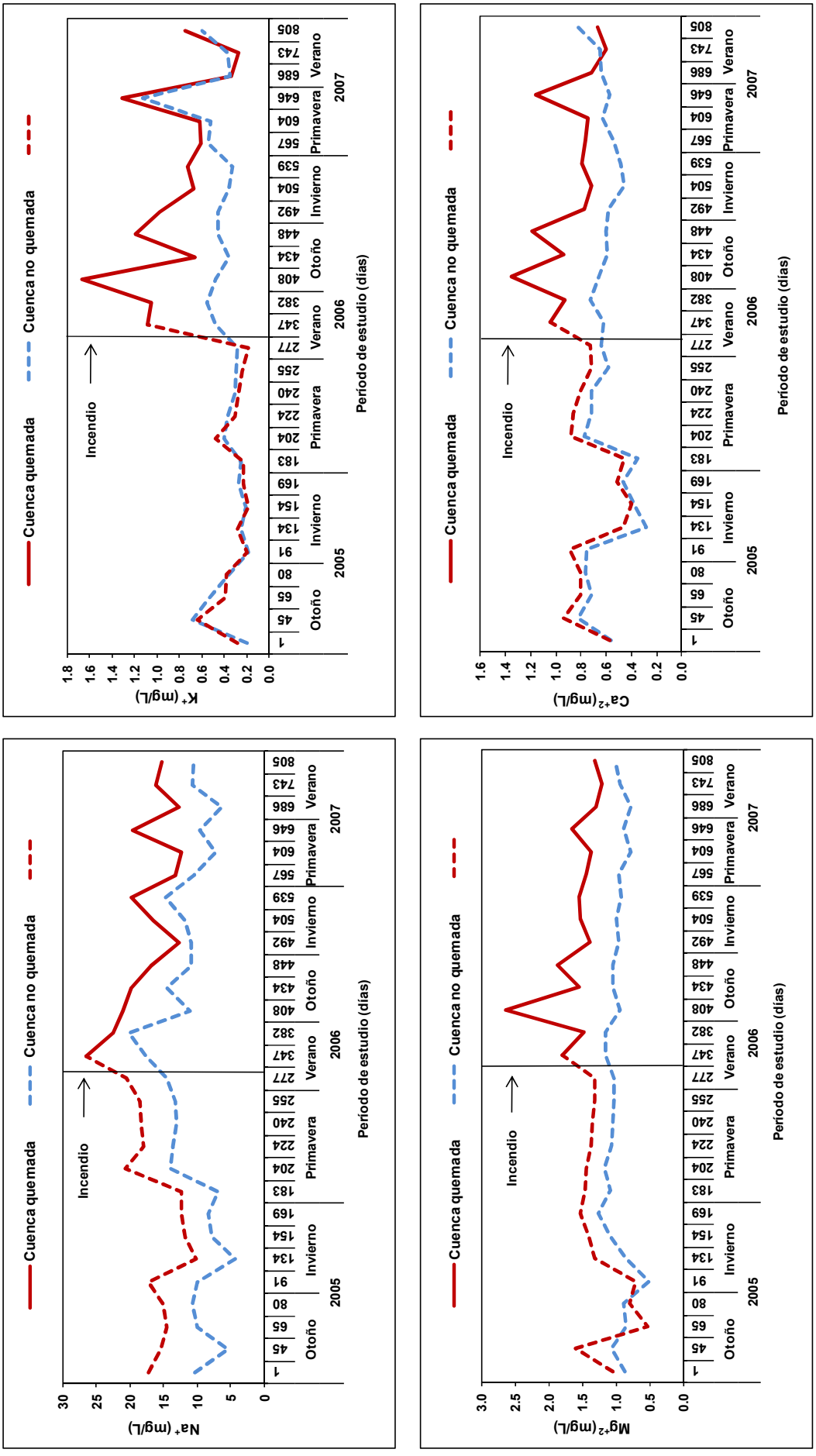


Figura. 4-58. Concentraciones de los cationes medidos en las aguas de las cuencas del Río Mallou (cuenca quemada) y la del Río de Pedrafigueira (cuenca no quemada).

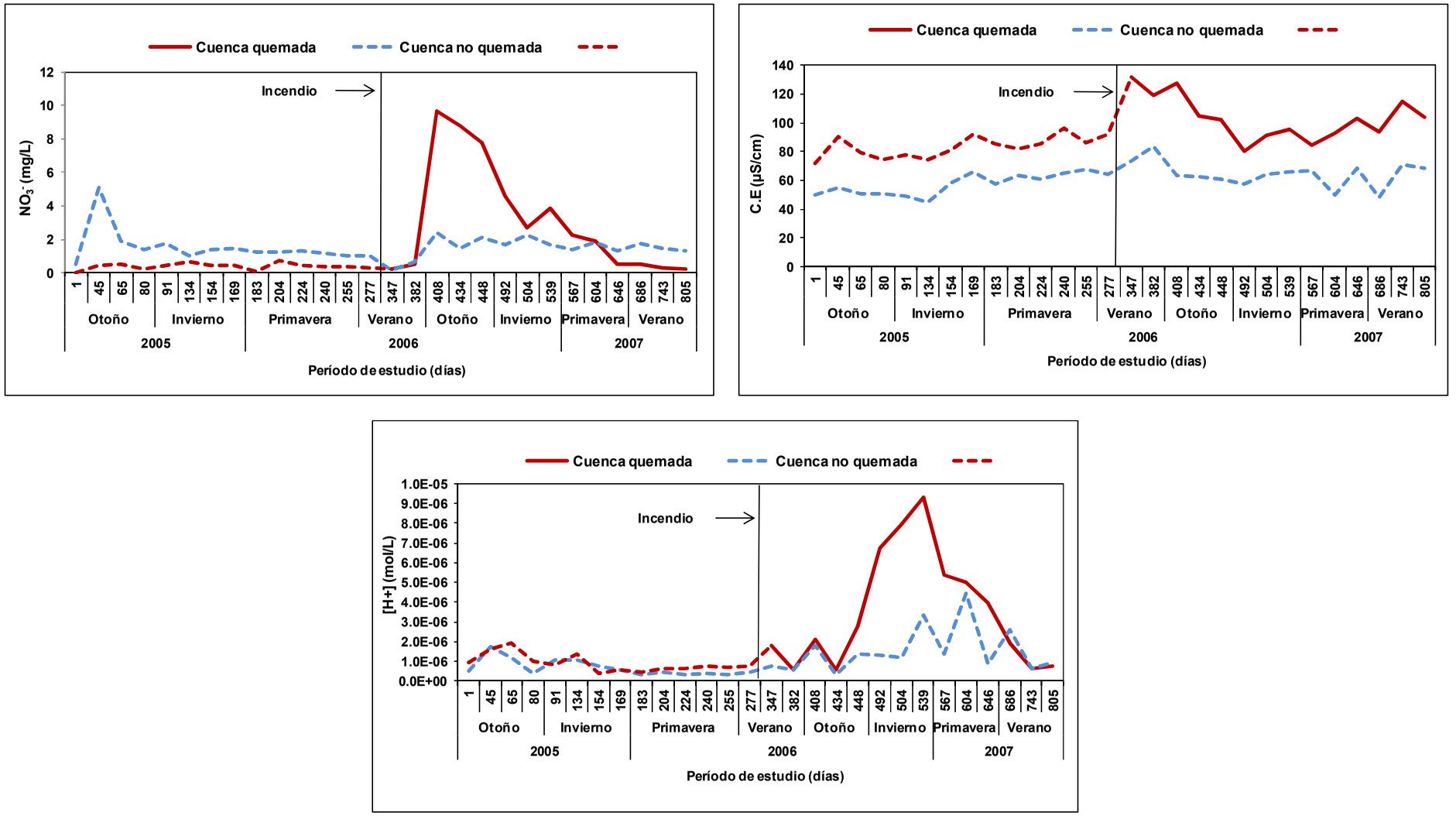


Figura. 4-59. Concentraciones de los nitratos, pH y la conductividad eléctrica medidos en las aguas de las cuencas del Río Mallou (cuenca quemada) y la del Río de Pedrafigueira (cuenca no quemada).

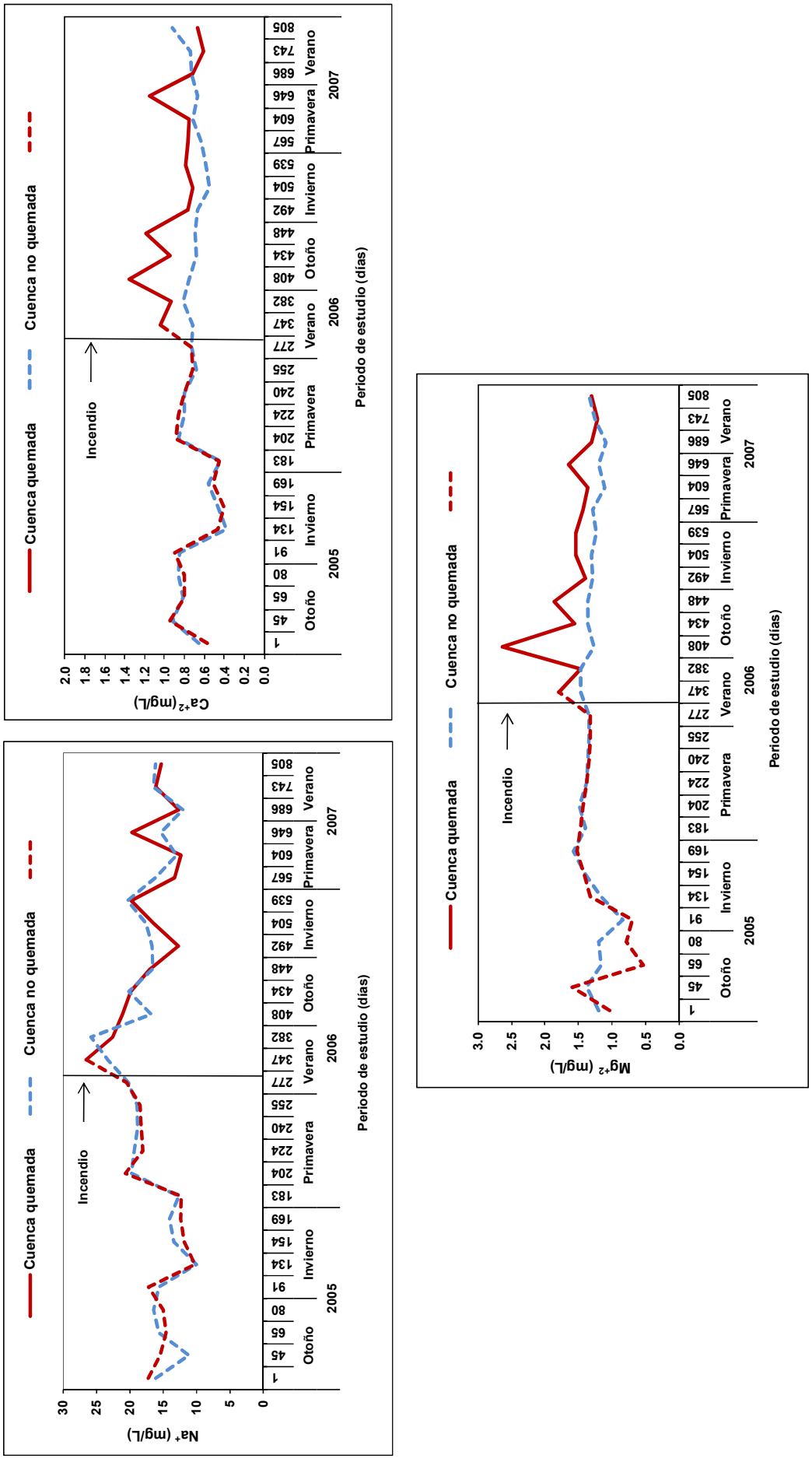


Figura. 4-60. Normalización de las concentraciones de sodio, calcio y magnesio medidos en las aguas de la cuenca del Río Pedrafigueira (cuenca no quemada), con respecto a las obtenidas en la cuenca Río Mallou (cuenca no quemada).

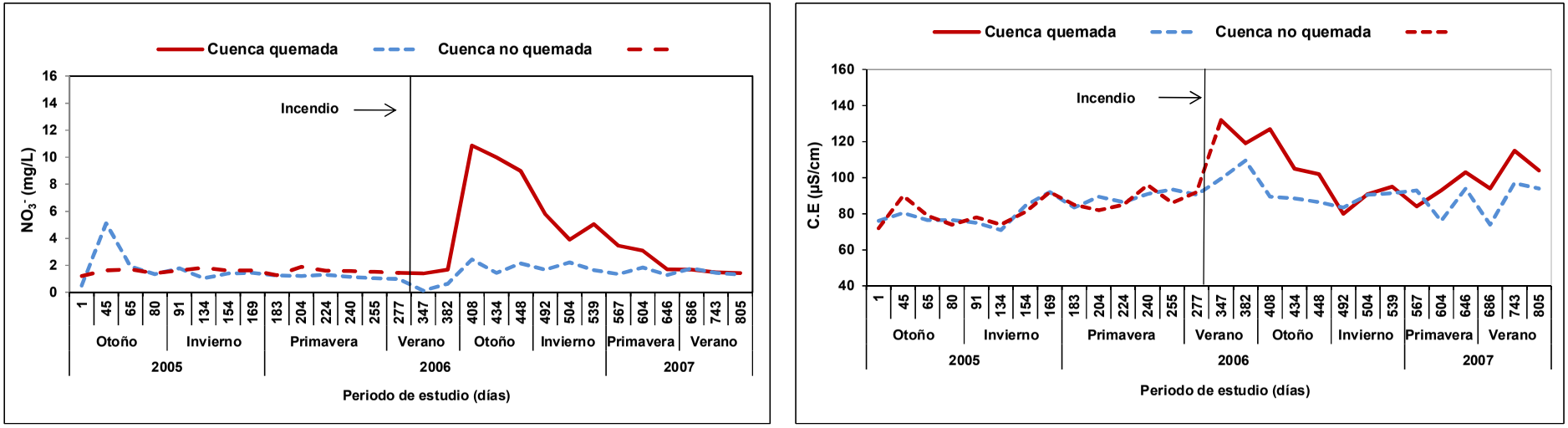


Figura. 4-61. Normalización de las concentraciones de nitratos y conductividad eléctrica medidos en las aguas de la cuenca del Río Pedrafigueira (cuenca no quemada), con respecto a las obtenidas en la cuenca Río Mallou (cuenca no quemada).

Discusión.

Composición química de las aguas.

La primera conclusión que se puede señalar es que el incendio forestal del año 2005 influyó claramente sobre la composición química y las propiedades físicas químicas de las cuencas afectadas, y que este efecto se mantuvo durante los dos años en los que se llevó a cabo el control analítico de sus aguas. Estas alteraciones en la composición química del agua por los incendios la reconocen diferentes autores (Ranalli, 2004; Tiedemann *et al*., 1979; Debano *et al*., 1998[a]). Sin embargo otros como (Belillas & Rodà, 1993) encuentran que los cambios químicos en las cuencas quemadas son bastante débiles. Estas diferencias de comportamiento probablemente sean debidas a las características del incendio. En nuestro caso, la severidad del incendio fue clasificado como moderado a fuerte (Chandler *et al*., 1983). Este hecho unido al pequeño tamaño de las cuencas justificaría la fuerte evidencia de una respuesta química diferente en las cuencas quemadas frente a las de control.

Para poder discutir sobre los factores que pudieran determinar y justificar la respuesta en la composición química del agua tras el incendio, es necesario tener en cuenta previamente los cambios que se producen en los ecosistemas quemados del área atlántica y que pueden influir en la composición de las aguas de escorrentía.

Los más importantes serían:

A.- Eliminación parcial de la cubierta vegetal que, supondría un mayor incremento de las aguas de escorrentía. Esto en las condiciones de Galicia y en sistemas de matorral de *Ulex* se mantendría durante 4 o 5 años, mientras la cubierta vegetal no alcanzase un determinado nivel de desarrollo (Soto *et al*., 1997). En sistemas mixtos de matorral y bosque, como es el caso de las cuencas estudiadas, el tiempo de recuperación de la vegetación y el incremento de las aguas de escorrentía podría ser mayor. Por otra parte, la disminución o desaparición de los pluviolavados de las hojas de los árboles o matorral supondría la eliminación de un aporte de nutrientes importante que, en el caso de los bosques de pinos (similares a los de la zona de estudio) representarían unas incorporaciones anuales de nutrientes al suelo del orden de los 70 kg/ha de cloro, 15 de nitrógeno, 20 de calcio, 14 de magnesio, 58 de sodio 76 de potasio. Finalmente, la propia biomasa incorporada anualmente al suelo como hojas y ramas caídas tendría unos valores de 2 kg/ha, de cloro, 47 de nitrógeno, 21 de calcio, 7 de magnesio, 6 de sodio y 16 de potasio. (Díaz-Fierros *et al*., 1982)

B.- El material, total o parcialmente quemado, que se incorpora al suelo después del incendio supone unos aportes que no solo difieren en su composición con relación a los restos sin quemar, sino que su solubilidad es también diferente. Los estudios comparativos de la composición de materiales quemados procedentes de matorrales de *Ulex* y de bosques de

Pinus, Quercus y Eucalytus, muestran una disminución de su contenido relativo en carbono y nitrógeno así como un incremento de los cationes, sobre todo en el caso potasio (Díaz-Fierros *et al.,* 1982 y Soto & Díaz-Fierros, 1993).

C.- Finalmente, el incremento de temperatura que experimentan las capas superficiales del suelo, también provoca alteraciones, sobre todo, en la accesibilidad en muchos constituyentes del suelo. Soto & Díaz-Fierros (1993) en estudios con suelos gallegos demuestran como incrementos de temperatura entre 25-380ºC aumentan la solubilidad al agua de los cationes divalentes (Ca^{+2} y Mg^{+2}) y disminuyen, en cambio la de los monovalentes (Na^{+}, K^{+}). Así mismo, Prieto-Fernández & Carballas (1993), trabajando igualmente con suelos de Galicia, muestra como los suelos quemados aumentan fuertemente su contenido en amonio, como consecuencia de la mineralización forzada de la materia orgánica.

El aspecto más singular de los cambios experimentados por las cuencas quemadas reside en el pH, que al contrario de lo que encuentran la mayoría de los autores (Debano *et al*., 1998[a], Martin *et al*., 2000) en este caso experimentan un descenso de sus valores a partir del segundo muestreo del orden de 0.5 a 0.7 que equivale a un aumento en hidrogeniones de 0.2 a 0.3 mol/L, y que prácticamente se mantiene constante a lo largo de todo el período de estudio. En la mayor parte de los estudios la importancia del lavado de cationes de las cuencas quemadas (sobre todo de los divalentes como el calcio y magnesio) parece justificar un incremento en el pH del agua.

De todas formas existen algunos trabajos dedicados sobre todo a suelos quemados con un alto contenido en materia orgánica (Grier, 1975; Bayley *et al.,* 1992; McEachhern *et al.,* 2001; Horwitz & Sommer, 2005) donde se produce un descenso en el pH del agua que atraviesa el suelo. Con suelos similares a los estudiados en este trabajo**,** Soto & Díaz-Fierros (1993) encuentran también que las aguas que percolan a través de suelos con vegetación de *Pinus* y *Ulex* sufren un descenso en los valores de pH. Los procesos que se consideran responsables de esta acidificación del agua serían los siguientes: a) Un desplazamiento de los hidrogeniones retenidos en el complejo de cambio, que en estos suelos representan normalmente más del 90% de la capacidad de cambio. Este desplazamiento será realizado por los cationes lavados, sobre todo divalentes, que se liberan por la acción del fuego y b) La disolución de la materia orgánica del suelo como consecuencia del elevado pH de las cenizas. Esta materia orgánica disuelta, que tiene carácter de ácido débil se convertiría también en una fuente de hidrogeniones en el agua.

Las formas de nitrógeno dominantes en el agua son los nitratos fundamentalmente y en bastante menor proporción el nitrógeno total y el amonio, existiendo entre el contenido en nitratos y las otras dos formas una correlación positiva significativa ($\alpha \geq 0.01$). Refiriéndonos al comportamiento de los nitratos se puede observar en las cuencas no quemadas un incremento

de su concentración en los meses correspondientes a las primeras lluvias del otoño como es normal en las zonas de clima mediterráneo (Sala & Coelho, 1998). Este N-Nitratos correspondería al que se lava a partir del nitrógeno movilizado durante los meses de verano a partir de la materia orgánica del suelo, proceso bien establecido para los suelos de esta zona y en general para todos aquellos ricos en materia orgánica de las zonas templadas. Para las cuencas quemadas, existe también un comportamiento similar pero en este caso la cantidad de N-Nitratos movilizado es muy superior (de 2 a 5 veces) lo que nos indica que existe una fuente de nitrógeno adicional movilizada por el incendio que podría tener dos orígenes: Por una parte el incremento del $N\text{-}NH_4^+$ a partir del nitrógeno orgánico del suelo como consecuencia del proceso de mineralización estimulado por el aumento de la temperatura del suelo (Prieto-Fernández *& Carballas,* 1993) y a partir de la oxidación de las formas amónicas se originaría el N-Nitratos Por otra parte, sin necesidad del incremento de las formas amoniacales, como indican diferentes autores (Ranalli, 2004) el aumento del contenido en nutrientes y del pH del suelo puede, por sí sólo, favorecer el proceso microbiano de la nitrificación.

El hecho de que el incremento en N-Nitratos en las cuencas quemadas se reproduzca de nuevo en el segundo verano, aunque con una menor intensidad, nos está a indicar la existencia de un efecto residual del incendio, que posiblemente sea debido a la persistencia de las condiciones favorables a la nitrificación (nutrientes y pH favorables) después de una año. Autores como Gerla & Galloway (1998) muestran un incremento de los valores del nitrógeno que se mantiene más de cinco años y que, en principio estaría controlado por el crecimiento de la vegetación de la cuenca quemada. En el caso de los suelos estudiados en este trabajo el crecimiento del matorral (Soto & Díaz-Fierros, 1997) puede necesitar un período de tiempo semejante por lo que es posible que el mantenimiento del incremento del nitrógeno en las aguas se mantenga todavía durante varios años.

La concentración en el agua de los principales cationes (Na^+, K^+, Mg^{+2}, Ca^{+2}) muestran también mayores valores en las cuencas quemadas (de 1.5 a 2.0 veces). En ellos se pueden observar dos tipos de comportamientos, los del potasio y calcio que muestran una evolución temporal similar a la del N-Nitratos (de hecho existe una correlación significativa al entre el N-Nitratos y la suma de calcio y potasio en el agua) (Tabla 4-36) y los del magnesio y sodio. En estos dos últimos no se muestran los máximos característicos de los nitratos, calcio y potasio con las primeras aguas del otoño, probablemente como consecuencia de la influencia del agua del mar sobre la composición de las precipitaciones que caen sobre las cuencas. Al ser el sodio y el magnesio los cationes predominantes en el agua del mar en esta zona (650-700 meq de Na^+ y 500 meq de Mg^{+2} frente a150 meq de Ca^{+2} y 50 meq. de K^+, Silva *et al*., 2007) esta característica se transmite a las aguas de lluvia que aportan a las cuencas cantidades de estos cationes muy superiores a las del calcio y potasio. Al haber perdido las cuencas quemadas una buena parte de su cobertura vegetal la cantidad de lluvia que llega a ellas es mayor y como consecuencia los aportes de sodio y magnesio. Esto podría justificar las mayores

concentraciones en estos cationes en las cuencas quemadas y su no dependencia de las primeras lluvias en los lavados otoñales. Esta influencia de la cobertura vegetal sobre el contenido en el agua de los iones procedentes de las lluvias se puede demostrar con relación a los cloruros en un grupo de 13 muestreos realizados entre los 323 y 805 días posteriores al incendio (Tabla 4-36).

Tabla 4-36. Coeficiente de Pearson entre N-Nitratos ($N\text{-}NO_3^-$) y la suma del calcio (Ca^{+2}) y el potasio (K^+), y la suma del magnesio (Mg^{+2}) y el sodio (Na^+) en el agua.

	$N\text{-}NO_3$ (mg/L)	**$Ca^{+2}+K^+$ (mglL)**	**$Mg^{+2}+Na^+$ (mg/L)**
$N\text{-}NO_3^-$ (mg/L)	1	0.6*	0.3*
$Ca^{+2}+K^+$ (mg/L)		1	0.5*
$Mg^{+2}+Na^+$ (mg/L)			1

* La correlación es significativa al nivel $\alpha < 0.01$ (bilateral)

Por otra parte, la conductividad eléctrica es también mayor en el agua de las cuencas quemadas (entre 1.5 y 2.0 veces), siguiendo un comportamiento temporal que se parece más al del sodio y magnesio que al de los nitratos, calcio y potasio. Esto podría ser debido a la importancia mayoritaria que tienen los iones de origen marino (como el sodio y los cloruros) en la composición del agua de estas cuencas (Tabla 4-35).

Finalmente es importante destacar que él que no existan relaciones significativas entre las concentraciones de los parámetros analizados (nitratos, potasio, sodio, calcio, magnesio, conductividad eléctrica y pH) en función del área de cada una de las cuencas y el API, quizás es debido a que sería necesario un muestreo automatizado en continuo que permitiese analizar las variaciones que se producen entre los parámetros estudiados y los caudales.

Evolución de la composición química del agua de una cuenca antes y después de ser afectada por un incendio forestal.

Considerando los resultados observados en la cuenca afectada por el incendio del año 2006 con respecto al blanco de control considerado, se podría interpretar la mayor concentración de magnesio, sodio, nitratos y los valores más altos de la conductividad eléctrica en la cuenca del Río Mallou, como una consecuencia de las características morfométricas y geológicas, ya que al ser una cuenca de mayor pendiente, los procesos de lavado de nutrientes, sobre todo los procedentes de las capas superficiales del suelo serían más eficaces que los del Río de Pedrafigueira y darían origen a una mayor concentración de elementos. En el mismo sentido actuaría el hecho de que los granitos de esta cuenca serían de grano fino, frente a la granulometría media que presenta la cuenca Río de Pedrafigueira. Estos factores podrían determinar las diferencias significativas que se presentan en el magnesio y los nitratos antes del incendio en el análisis estadístico realizado, aunque no obstante estas diferencias se ven incrementada notoriamente después del efecto del fuego.

A partir del momento del incendio se aprecia claramente como los nitratos y los hidrogeniones experimentan un fuerte incremento que dura hasta la siguiente primavera y verano respectivamente. En el caso de los nitratos, la justificación estaría, en primer lugar, en la fuerte mineralización que experimenta la materia orgánica de los suelos quemados en Galicia, con incrementos fuertes en el contenido en amonio del suelo (Prieto-Fernández & Carballas, 1993). Por otra parte, la rápida oxidación del amonio a nitratos y su mayor solubilidad, justificaría que en el agua se encuentre mayoritariamente los nitratos, mientras que la presencia de amonio, es residual, hecho que se ha puesto de manifiesto en otros estudios similares realizados en cuencas quemadas (Belillas & Rodà, 1993). El agotamiento progresivo del "pool" de nitrógeno mineralizado durante el incendio se produciría durante los doce meses siguientes, de tal manera que en el verano próximo las cantidades de nitratos de la cuenca quemada se igualan ya a los de la cuenca control. En el caso concreto de la cuenca del Río Mallou este agotamiento es notorio a finales de la primavera de 2007

El lavado de hidrogeniones, en este caso, podría venir justificado por el propio proceso de oxidación del amonio, que es generador de hidrogeniones. La estequiometria del proceso, así como la forma de la curva de incremento de las concentraciones de H^+ (muy semejante a la de los nitratos) parecen apoyar este supuesto. De todas formas, tampoco se podrían ignorar como otros procesos posibles los intercambios que se producen en el suelo entre los cationes liberados por el incendio y el aluminio (Bailey, 1992; Soto & Díaz-Fierros,1993) con desplazamiento de este último catión protogénico hacia las aguas de lavado. Igualmente, podría ser tenido en cuenta también el papel que juegan los aniones ácidos (cloruros y sulfatos) que también se liberan con las quemas, como neutralizantes de los cationes liberados.

Finalmente, se puede apreciar también un incremento de cationes en las aguas de la cuenca quemada con relación al control, que afecta sobre todo al calcio y al potasio. Es posible que el predominio de estos cationes, sobre otros como por ejemplo el sodio, pudiese ser explicado por la mayor concentración que presentan los primeros en la materia orgánica del suelo. El hecho de que estos suelos tengan valores de materia orgánica del orden del 10% podría justificar el predominio de esta fracción del suelo, como fuente dominante de cationes liberados hacia las aguas de lavado. En el caso especifico del sodio es importante destacar que la poca variabilidad que presenta la cuenca Río Mallou tras el incendio con respecto a la cuenca del Río de Pedrafigueira puede estar evidenciada, como ya se ha discutido anteriormente en este trabajo, a un enmascaramiento del efecto del fuego debido a la importancia que tienen los iones de origen marino en la composición del aguas de estas cuencas por su cercanía al mar (Silva *et al*., 2007).

4.2.2.2.- Cuencas ubicadas en el Concello de Muros y Outes.

Resultados.

Composición química de las aguas.

Las comparaciones realizadas a las concentraciones de los diferentes parámetros medidos (sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, conductividad eléctrica y pH) durante las 21 campañas de muestreo realizadas a las aguas de las cuencas Río Maior (quemada en un 50%) y Río Arestiño (no quemada) muestran tres tipos de comportamiento (Figuras 4-62 y 4-63):

1) Potasio, magnesio, calcio y conductividad eléctrica: que muestran un ligero incremento en la concentración de la cuenca quemada con respecto a la no quemada a finales del otoño de 2007, y que va disminuyendo progresivamente hasta igualarse a la cuenca no quemada. En el caso del magnesio, potasio y la conductividad eléctrica este ligero aumento se mantiene hasta finales del invierno de 2007, mientras que para el calcio se prolonga hasta finales de la primavera de 2008. Estos resultados se ven reflejados en la comparación realizadas (t-test) entre ambas cuencas, donde los parámetros que solo muestran un pequeño incremento no reflejan diferencias significativas a lo largo del período de estudio a diferencia del calcio que si presenta ($\alpha \leq 0.05$) (Tabla 4-37).

2) Nitratos: que presentan un fuerte incremento de las concentraciones en la cuenca quemada partir del segundo muestreo y que se mantiene con un decrecimiento paulatino por encima de las concentraciones de la cuenca no quemada hasta mediados de la primavera de 2009, donde se iguala tras un año y medio de diferencias. Los nitratos muestran diferencias significativas a lo largo del período de estudio (Tabla 4-37).

3) Sodio y el pH: estos dos parámetros no muestran un comportamiento que evidencie el efecto del incendio durante el período de estudio. La comparación realizada (t-test) muestra que no existen diferencias significativas entre la cuenca quemada y no quemada.

Tabla 4-37. Resultados de la comparación entre la química del agua de la Cuenca Río Maior (quemada) (CQ) y la Cuenca Río Arestiño (no quemada) (CNQ). . Los valores mostrados son las concentraciones medias con sus desviaciones estándar entre paréntesis. Los simbolos y * indican la significación estadísticas (no existen diferencias significativas, * existen diferencias significativas) (α≤0.05).

	CNQ	**CQ**	***t-test***
NO_3^- (mg/L)	2.3 (0.5)	3.9 (1.9)	*
NTK (mg/L)	0.5 (0.3)	0.7 (1.6)	
Na^+ (mg/L)	8.9 (1.3)	8.2 (1.3)	
K^+ (mg/L)	0.5 (0.1)	0.5 (0.2)	
Ca^{+2} (mg/L)	0.6 (0.1)	0.8 (0.3)	*
Mg^{+2} (mg/L)	1.0 (0.1)	1.0 (0.2)	
Cl^- (mg/L)	16.8 (6.5)	15.3 (3.9)	
SO_4^{-2} (mg/L)	3.4 (1.4)	3.3 (1.1)	
HCO_3^- (mg/L)	1.7 (1.1)	2.1 (1.2)	
C.E (µS/cm)	62.3 (5.8)	63.1 (9.5)	
pH	5.8 (0.3)	5.8 (0.4)	

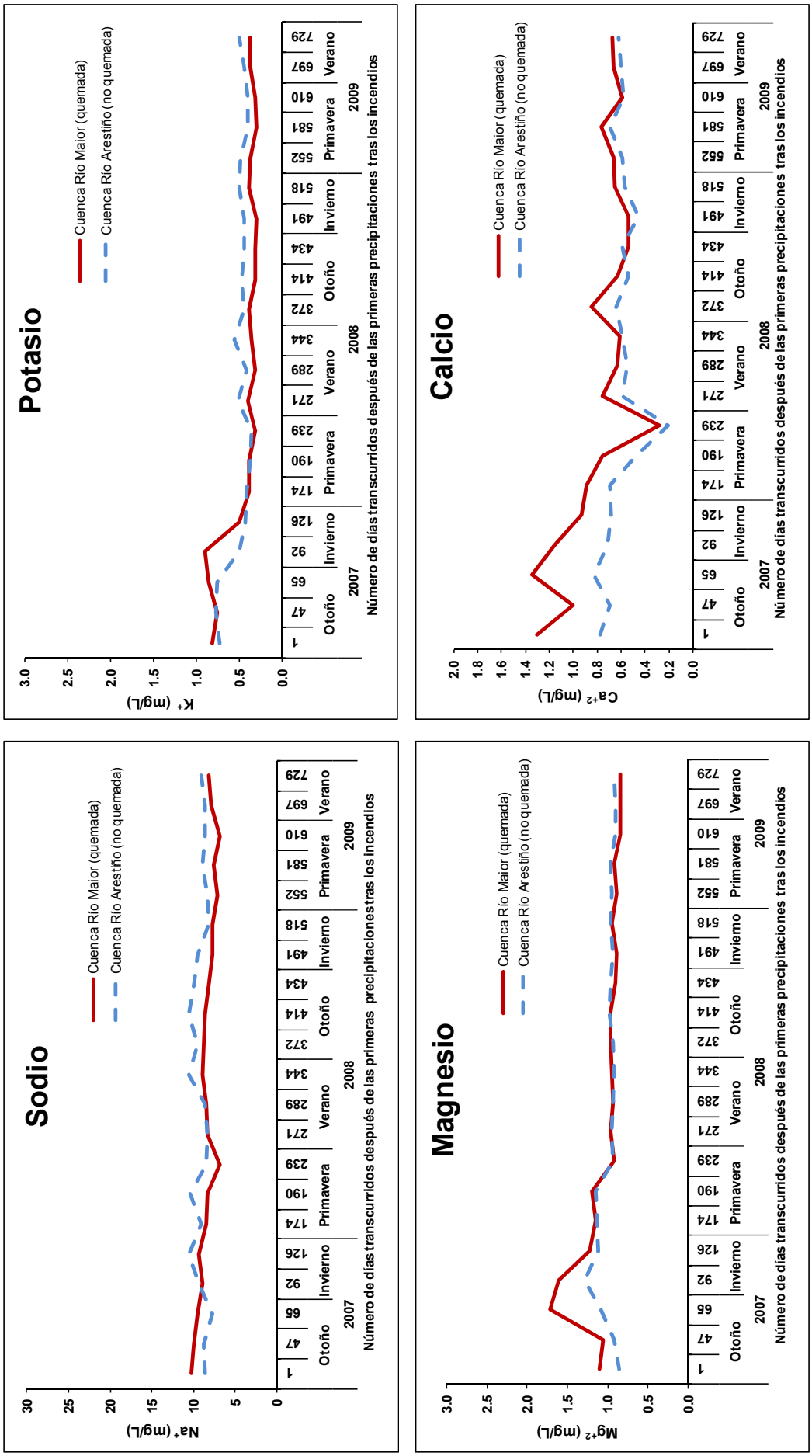


Figura 4-62. Evolución de los cationes en las cuencas quemadas y no quemadas ubicadas en los Concellos de Muros - Outes.

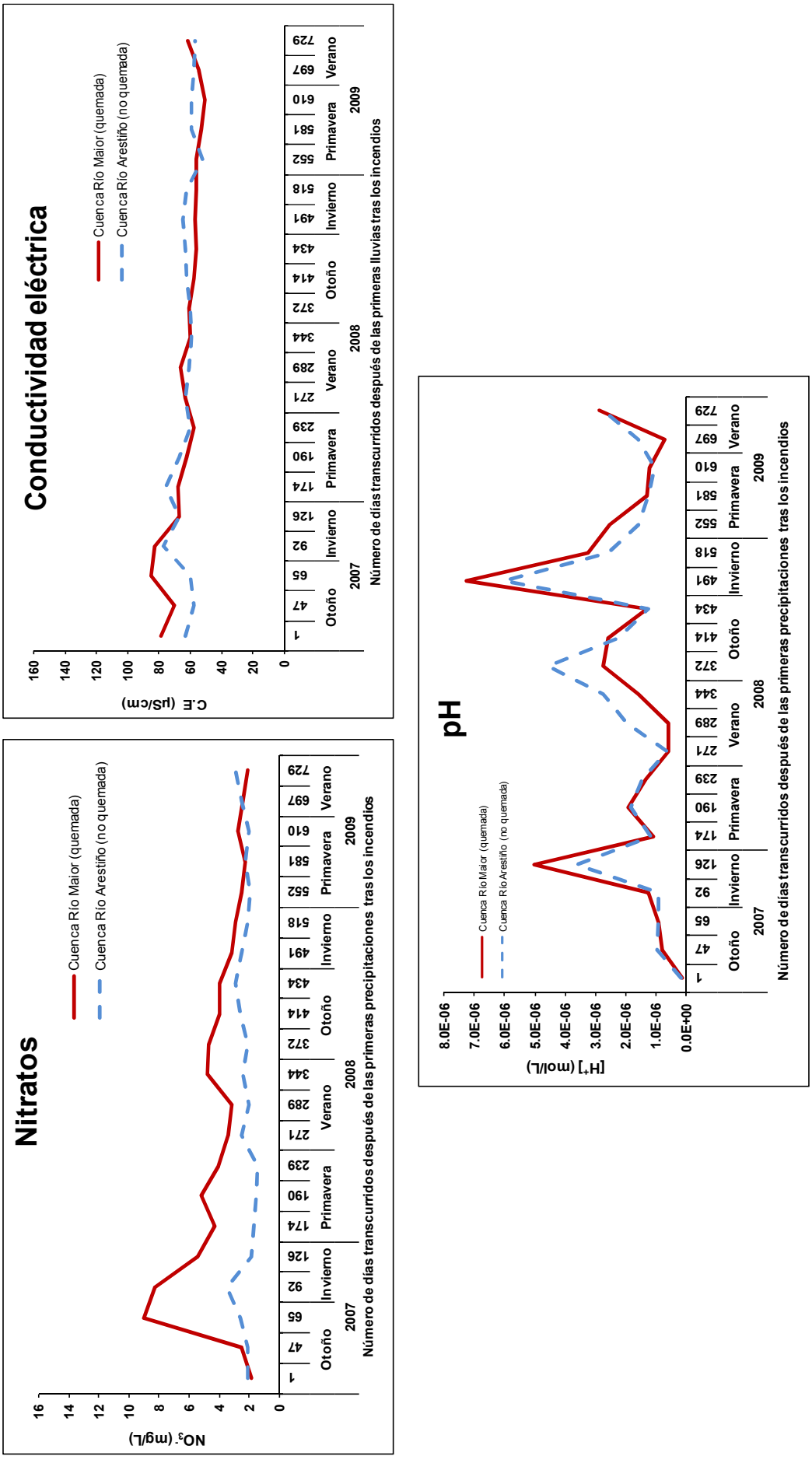


Figura 4-63. Evolución de los nitratos, pH y conductividad eléctrica en las cuencas quemadas y no quemadas ubicadas en los Concellos de Muros - Outes.

Relación entre el caudal y la química del agua de las cuencas estudiadas.

El análisis de las relaciones entre el caudal y los parámetros analizados en las cuenca Río Maior y Arestiño muestran que no existen relaciones significativas (Tabla 4-38). Este resultado puede tener una explicación derivada de un comportamiento no lineal (histéresis) de las relaciones concentración-caudal, planteamiento ya analizado y discutido en las cuencas analizadas en el apartado anterior (véase pág. 137).

Tabla 4-38. Coeficiente de Pearson entre el caudal (Q) y los diferentes parámetros determinados en las aguas de las cuencas. (* existen diferencias significativas) (α≤0.01).

	Q	pH	CE	Na^+	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	NO_3^-
Q	1	-0.387	0.068	-0.128	-0.157	-0.255	0.142	0.279

Discusión.

Una de las posibles causas que permite explicar las pequeñas diferencias (excepto para los nitratos) de los parámetros analizados durante el período de estudio de la cuenca quemada en comparación a la no quemada, a diferencia de los que ocurre con las cuencas estudiadas durante el período 2005-2007, es la protección que pueden ejercer las zonas de vegetación que no fueron afectadas por el fuego y que, en la mayor parte de la cuenca sirven de barrera entre las zonas quemadas y el cauce principal del río. Este tipo de zonas búffer o amortiguadora, como es el caso de los ecosistemas de ribera se encuentra ampliamente documentadas en la bibliografía, (Novotny & Olem, 1994; Muscutt *et al*., 1993; White *et al*., 1997), y poseen un conjunto de características que sirven como filtro que controla la contaminación hacia los cauces de los ríos. Existen datos de la eficacia de las zonas búffer tanto en la reducción de la cantidad de sedimentos que van a los cauces (80-90%), como en la eliminación del nitrógeno (80-90%) y fósforo (50-75%) (Novotny & Olem, 1994) En el caso particular de la cuenca Río Mallou (Figura 4-64) la zona no afectada por el incendio podría reproducir este mismo efecto con una reducción muy importante de los nutrientes movilizados por el fuego.

En el caso particular de los cationes, existen estudios donde la absorción de estos por parte de la vegetación que se regenera tras el incendio sirve de mecanismo inmovilizador (Vitousek & Reiners, 1975; Chapin, 1980). En nuestro caso en particular haríamos especial referencia al posible efecto amortiguador que ejerce la vegetación no afectada por el incendio. No obstante es necesario destacar que existen zonas afectadas por el fuego donde los lavados tras los episodios de precipitación van directamente al cauce de rio, esto podría justificar el ligero aumento que experimentan algunos parámetros analizados en sus concentraciones durante un muy corto período de tiempo (caso del potasio, magnesio, pH, conductividad eléctrica), así

como los aumentos significativos en nitratos y calcio que se mantienen hasta dos años tras las primeras lluvias después de los incendios).

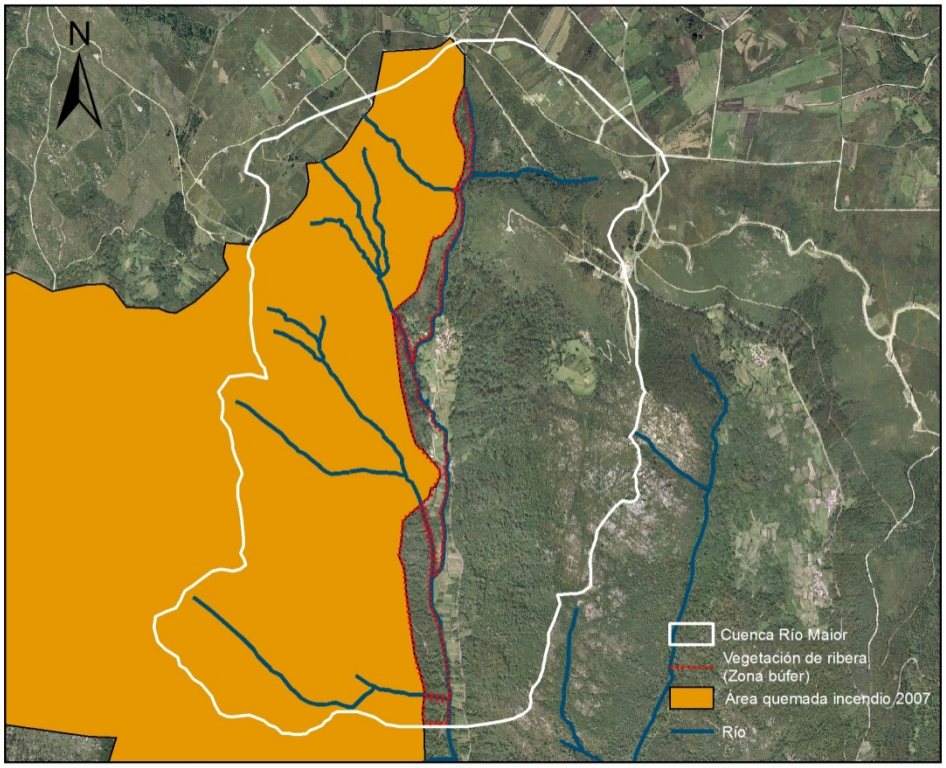


Figura 4-64. Zona afectada por el incendio de 2007 en la cuenca Río Maior.

De todas formas la influencia del incendio en la química del agua se ve claramente evidenciada con los nitratos, cuyas concentraciones reflejan diferencias significativas en comparación con la cuenca de referencia. Este hecho se justifica probablemente a que las cantidades disponibles de nitratos por efecto del incendio son mucho mayores que la del resto de los parámetros analizados, lo que explicaría también su mayor permanencia durante el período de estudio. El comportamiento de los nitratos es quizás el principal indicador del efecto a largo plazo del incendio forestal en la cuenca, y es atribuible como ya se ha discutido anteriormente en este trabajo, a su alta solubilidad y su baja retención en el suelo, y cuya disponibilidad tras la acción del fuego ha sido descrita de distintas maneras por autores como Prieto-Fernández *&* Carballas. (1993) y Ranalli (2004).

Por otra parte, la conductividad eléctrica y el pH muestran una respuesta similar al de la concentración de la mayoría de los cationes, con un ligero aumento tras el incendio que desaparece, y que se argumenta al establecer que los cambios en las concentraciones en los cationes tiene influencia sobre estos dos parámetros. Quizás las mayores concentraciones de los cationes divalentes, especialmente la del calcio, con respecto a los monovalentes debe tener su origen en el calcio ligado a la materia orgánica y que se libera en su combustión

(Sertsu & Sánchez, 1978) y que es predominante en suelos con alto contenido de materia orgánica (Giovannini *et al.,* 1990), como es el caso de los suelos de las cuencas estudiadas.

Finalmente, el análisis de esta cuenca permite intuir las diferentes respuestas que se pueden establecer en la química del agua según las condiciones en las que se presente el incendio, y por consiguiente establecer que la distribución espacial del incendio con respecto a los cursos del agua, pueden repercutir o no en su composición química. Este hecho se puede observar en las cuencas analizadas en el apartado anterior de iguales características (geología, usos del suelo, intensidad del incendio que las afecto) donde la respuesta química del agua es diferente y donde el incendio afectó zonas en contacto directo a los cauces de los ríos.

4.2.2.3.- Comparación de las pérdidas de nutrientes en las cuencas analizadas durante los períodos 2005-2007 y 2007-2009.

Expresadas las pérdidas de nutrientes por lavado en kg/ha anuales en las diferentes cuencas, se encuentra que los mayores valores se presentan en las cuencas quemadas analizadas durante el período 2006-2007 en comparación a la no quemadas (Tabla 4-39). En las cuencas analizadas durante el período 2008-2009, las pérdidas son muy similares en las quemadas y no quemadas para los diferentes nutrientes, a excepción de los nitratos que son especialmente altas en la cuenca quemada (C7) con respecto a la no quemada (C8).

Tabla 4-39. Perdidas en kg/ha de los diferentes nutrientes en las cuencas analizadas.

Período*	Cuenca	Sodio	Potasio	Calcio	Magnesio	Nitratos
	C1^{Q}	148.9	4.7	7.7	14.7	17.5
	C2^{Q}	120.5	5.6	9.4	13.2	21.5
2006-2007	**C3^{Q}**	192.1	5.5	7.8	20.8	18.2
	C5^{NQ}	108.2	3.9	5.5	9.6	13.2
	C6^{NQ}	116.8	4.1	6.3	11.0	12.2
2008-2009	**C7^{Q}**	97.2	4.6	8.3	11.8	44.6
	C8^{NQ}	102.3	5.1	6.5	10.9	25.6

^{Q} Cuenca quemada, ^{NQ} Cuenca no quemada.*Corresponde al período de dos años naturales con los que se estimaron los promedios de l pérdidas anuales. Nota: Para este cálculo no se incluyeron los resultados obtenidos en la cuenca C4 debido a que los datos de los períodos quemado y no quemado no se ajustaban al año natural.

Las pérdidas de nutrientes en las diferentes cuencas son de un orden de magnitud similar a las que muestran diferentes estudios para pérdidas anuales. Así Martin *et al.* (2000) en una cuenca sobre gneis encuentra pérdidas de 30 kg/ha para el Ca^{+2}, 8 kg/ha para el Mg^{+2} y 4 kg/ha para el K^{+}. Willians *et al.,* (1997) de 5 kg/ha para el Ca^{+2}, 2 kg/ha para el Mg^{+2}, 2.5 kg/ha para el K^{+} y 3 kg/ha para el Na^{+} y Neary *et al.* (1982) de 4 kg/ha para el Ca^{+2}, 2 kg/ha para el Mg^{+2}, 3 kg/ha para el K^{+} y 5 kg/ha para el Na^{+}. Ferreira *et al.* (2005) en una cuenca de Portugal en unas condiciones muy similares a las de la zona en la que se realizó este estudio, encuentra

pérdidas de 10-11 kg/ha para el Ca^{+2} y Mg^{+2} y de 4.5 kg/ha para el K^{+}. Soto & Díaz-Fierros (1997) en parcelas de tipo USDA con un suelo y clima similar al de este estudio encuentra pérdidas de calcio para un incendio moderado y otro fuerte de 12.3 y 25.3 kg/ha, respectivamente, mientras que para el magnesio son de 6.5 y 9.9 kg/ha , para el sodio de 33.9 a 64.0 kg/ha y para el potasio de 5.3 a 7.3 kg/ha . Los valores obtenidos en este estudio son, en general, superiores a los anteriores, salvo en el caso del estudio realizado por Soto & Díaz-Fierros (1997), que a excepción del sodio, son muy similares. En último lugar, Fernández *et al*. (2011) en una pequeña cuenca del noroeste de España, obtiene en promedio durante los dos años posteriores a un incendio forestal de intensidad media, pérdidas de 3 kg/ha para el Ca^{+}, 9.5 kg/ha para el Mg^{+2}, 3.6 para el K^{+} y 77.9 kg/ha para el Na^{+}. Estas pérdidas son inferiores a las obtenidas para las cuencas analizadas en este trabajo.

4.2.2.4.- Discusión general.

Las diferencias que se presentan en la química del agua entre las cuencas analizadas durante los períodos 2005-2007 y 2007-2009, muestran que, la ubicación del primer grupo de cuencas en zona abierta al mar, justifica el incremento de estas en cationes de origen marino, en relación al segundo grupo de cuencas ubicado en una zona más protegida. y en las que solo parece evidenciarse el efecto del incendio con los nitratos y el calcio, cuyas concentraciones reflejan incrementos significativos en la cuenca quemada durante el primer año con respecto a la cuenca de referencia.

La disposición espacial del incendio en una de las cuencas pareadas evidencia que este puede tener o no influencia en la hidroquímica de los ríos, pudiéndose disminuir la respuesta del efecto del incendio cuando la zona no limita con los flujos de agua. Diferentes trabajos publicados muestran que puede existir una gran variabilidad de las respuesta química de los ríos dependiente de la intensidad de la quema, el tipo de suelo, la pendiente etc. (Knighton, 1977; Schinder *et al*., 1980), en el caso de este estudio en particular debido a la similitud de las cuencas podrían considerarse como más acertados los dependientes de mecanismos naturales que impidan que el material generado por el incendio llegue al cauce del río, como es el caso la vegetación de ribera, que ejerce un efecto tampón que controla la contaminación hacia el cauce (Vitousek & Reiners, 1975; Chapin, 1980).

En general, el análisis de los resultados obtenidos permite establecer que los incendios forestales ocurridos en la zona de estudio durante los años 2005 y 2006 repercutieron en la composición química del agua de las cuencas afectadas, y que este efecto puede mantenerse en el agua hasta dos años durante los cuales se realizó el seguimiento de las mismas, como lo muestra la evolución de parámetros como los nitratos.

El estudio de los parámetros de calidad del agua (pH, conductividad eléctrica, nitrógeno y cationes) muestra de manera general que los incendios que afectaron las cuencas, ubicadas

en una zona de suelos forestales ácidos de zonas de clima templado-húmedo y con elevados contenidos en materia orgánica. presentan cambios significativos en comparación con las cuencas que no sufrieron el efecto de los incendios. La mayor parte de los parámetros (conductividad eléctrica, nitrógeno y cationes) experimentan un incremento de 1.5 a 5.0 veces en las cuencas quemadas frente a las concentraciones de las que no experimentaron el efecto del fuego. Este incremento es consecuencia, en primer lugar, de la movilización de nutrientes que se produce en el suelo y la vegetación quemada como consecuencia del incendio que por su severidad (de moderada a fuerte) tiene efectos importantes sobre estos procesos. Pero también se observa que las lluvias copiosas de la zona y su proximidad al mar pueden aportar un suplemento de determinados iones (Cl^-, SO_4^{2-}, Na^+, Mg^{+2}, etc.) en los suelos quemados donde la cobertura vegetal fue total o parcialmente eliminada. Estos incrementos en la concentración de nutrientes y en la conductividad eléctrica de las cuencas quemadas se mantienen, con ligeros descensos, al cabo de los dos años de estudio, situación similar a la de muchos estudios donde la severidad del incendio fue de estas características o superiores. Al no haber sido considerado en este estudio las pérdidas de materiales en suspensión, el fósforo que se evacua preferentemente unido a las partículas de suelo erosionado (Saá *et al.,* 1994) no pudo ser evaluado nada más que en su forma soluble, presentando valores muy bajos en las aguas.

Uno de los datos singulares de este estudio aparece en la disminución del pH del agua de las cuencas quemadas, atribuible al desplazamiento de hidrogeniones en el complejo de cambio y a la materia orgánica disuelta en el agua. En la mayor parte de los estudios sobre cuencas quemadas se observa lo contrario (incrementos en el pH). Solamente existen algunos datos de la bibliografía de cuencas quemadas de climas más fríos o de incendios en humedales (Bayley *et al*., 1992, McEachern et al., 2000) donde se observa también esta disminución en el pH del agua.

En relación con las alteraciones de la calidad del agua, tanto continental como marina, se estima que los cambios introducidos en la composición química del agua por los incendios, a pesar de su duración en el tiempo, deben de tener poca influencia sobre las comunidades bióticas previsiblemente afectadas

4.3.- Simulación a nivel de microcosmos de las condiciones de un incendio forestal en muestras de suelo inalteradas, y de las condiciones naturales que los afectan post incendio con ayuda de un simulador de lluvia.

Los estudios de pérdida de nutrientes por lavado en el suelo como consecuencia de los incendios se pueden realizar a diferentes escalas de estudio: a) en el laboratorio, utilizando columnas de lavado sobre suelos sometidos a determinados choques térmicos (Soto & Díaz-Fierros, 1993), b) en el campo, a nivel de perfil, horizonte o capa de suelo, analizando los cambios en la forma y contenido de los nutrientes del suelo (De Ronde, 1990), c) en parcela experimental, del tipo parcelas USDA de 2x20 metros (Díaz-Fierros *et al.,* 1990) o de otros tamaños (Cerda *et al.,* 2010). La variante de utilizar simuladores de lluvia permite realizar un mejor control de la precipitación, aunque las parcelas, por cuestiones prácticas, son siempre de menor tamaño, yd) en cuencas, sobre todo de tipo pareado, donde los controles sirven como referencia para los cambios generados por el fuego (Tiedmemann *et al.,* 1979; Martin *et al.*, 2000; Ranalli, 2004; Rhoades *et al.,* 2011).

Sin duda, los estudios en cuencas son los de referencia para este tipo de problemas. Sin embargo dado el elevado número de factores que deben ser considerados en estos procesos (tipo de cuenca, climatología, usos del suelo, características del incendio, etc.) pocas veces se puede llegar a inferir con seguridad todas las relaciones causales que intervienen en el lavado de sustancias hacia el agua. En este sentido, los estudios de laboratorio, en microcosmos controlados, pueden ser una herramienta útil para establecer en una primera etapa cuales pueden ser los mecanismos fundamentales que intervienen en el lavado de cationes como consecuencia del fuego.

El objetivo fundamental de este capítulo es interpretar los resultados obtenidos al utilizar grandes muestras de suelo con conservación de su estructura y, sometidas en laboratorio a choques térmicos y a un proceso de lavado mediante lluvia simulada. Con el fin de controlar los factores como la cantidad de calor y la precipitación para crear condiciones experimentales adecuadas que permitan el análisis detallado del efecto del fuego en la composición química del agua.

4.3.1.- Cantidad de calor aportada al suelo.

En relación con el estudio de los efectos de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo, en la mayoría de los casos es la temperatura alcanzada en la superficie o a distintas profundidades del suelo, el parámetro que se suele utilizar para definir el choque térmico experimentado. A la vista de los resultados de este trabajo se puede añadir que la variabilidad normal de la humedad de un suelo comprendida, habitualmente, entre un coeficiente de variación del 20 al 40% (Kachanoski *et al*., 1988; Rabadà & Gallart, 1993; Nyberg, 1996; James *et al.,* 2003; Ersahin & Resit Brohi, 2006) puede inducir cambios importantes en la

conductividad térmica del suelo (De Vries, 1963; Abu-Handeh & Reeder 2000) que alteran de forma significativa el aporte de calor a partir de un determinado nivel de temperaturas. En consecuencia, se vio la necesidad de considerar también la cantidad de calor aportada al suelo como un parámetro complementario de las temperaturas a las que fueron sometidos los suelos. Para ello, se utilizó la determinación del grado de calor acumulado (en grados-hora) como un parámetro sencillo que puede estar relacionado con los cambios en las propiedades del suelo generadas por el calentamiento. Este clásico parámetro fue utilizado como una medida del grado de calor aportado al suelo en relación, por ejemplo. con las funciones microbiológicas (Honeycutt *et al.,* 1988; Griffin & Honeycutt, 2000; Ruffo & Bollero, 2003), fenología de la fauna del suelo (Pruess, 1983; Zalom *et al.,* 1983), o bien, como control de los procesos de intercambio térmico de los materiales empleados en la construcción (Coskun, 2010).

4.3.2.-Tratamientos térmicos y curvas de calentamiento.

El resultado de las curvas de calentamiento (1 cm de profundidad) (Figura 4-65) muestra que las replicas de los suelos sometidos a temperaturas de 200 y 400ºC, a pesar de que los suelos fueron tomados en una zona edáficamente homogénea, muestran un comportamiento inesperadamente dispar. En cada uno de los tratamientos térmicos, las parejas de suelos, elegidas inicialmente como repeticiones, presentan procesos de calentamiento-enfriamiento bastante diferentes. Este comportamiento inesperado, debería ser atribuido a la variabilidad natural del contenido en agua del suelo. En el momento de la recogida de la muestra en el campo los valores de humedad variaron desde un 17.4% (v/v) (Tratamiento A) a un 20.0% (v/v) (Tratamiento D) que se redujo sobre un 10 % durante el mes que se tuvieron las muestras secando a temperatura ambiente antes del tratamiento térmico. La pérdida de peso que sufrieron con el calentamiento, hasta alcanzar pesos de 17.69 kg en el tratamiento A, 18.73 kg en el tratamiento B, 18.51 kg en el tratamiento C y 18.13 kg en el tratamiento D, son atribuibles fundamentalmente a la pérdidas de agua de 0.10, 0.84, 0.29 y 0.54 kg en cada una de las muestras. Estas diferencias de humedad indujeron cambios importantes en la conductividad térmica del suelo (De Vries, 1963) que justificarían los diferentes procesos de calentamiento-enfriamiento de las muestras.

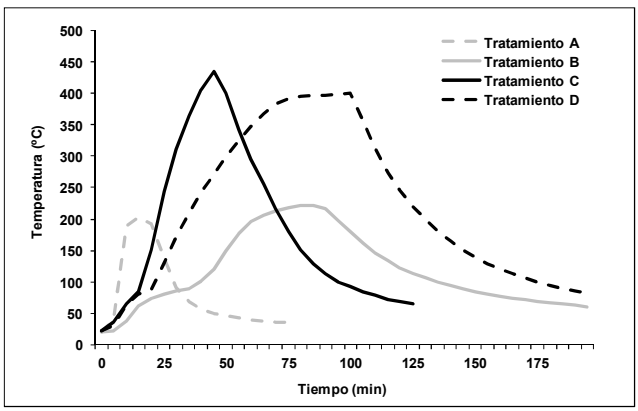


Figura 4-65. Curvas de calentamiento a 1 cm de profundidad.

Como consecuencia de este comportamiento térmico, solo fueron consideradas como replicaciones, la pareja de muestras que no fueron calentadas, y que actuarán como suelos de referencia, utilizando sus valores promedio. En las restantes cuatro muestras de suelo, cada uno fue considerado como un caso individual cuyas características en relación al tratamiento térmico se presentan en la tabla 4-40. El grado de calor aportado en la capa superior del suelo se calculó, de forma aproximada, a partir de la diferencia entre los valores en grados de calor-hora acumulados en las curvas de temperatura a 1 y 6 cm. de profundidad desde el comienzo del calentamiento hasta que las temperaturas a las dos profundidades se igualaron.

Tabla 4-40. Valores del tratamiento térmico de las muestras. Temperatura máxima alcanzada y grados de calor-hora acumulados en 1 y 6 cm y, su diferencia entre 1 y 6 cm.

Tratamiento térmico	**A**	**B**	**C**	**D**
Temperatura máxima (ºC)	200	220	410	430
Grados calor-hora acumulados (1 cm)	107	388	396	713
Grados calor-hora acumulados (6 cm)	39	194	117	243
Grados calor-hora acumulados (1-6 cm)	67	194	278	470

4.3.3.- Medición del color en suelos sometidos a tratamientos térmicos: Estimación de la temperatura alcanzada.

A pesar de que el impacto de los incendios sobre los suelos forestales gallegos es bien conocido (Soto & Díaz-Fierros, 1993; Soto *et al.,* 1997) y han sido muchos los casos en los que se han descrito variaciones apreciables en el color suelo (como el ennegrecimiento debido a carbonización parcial o total de la materia orgánica y el enrojecimiento debido a la deshidratación de los óxidos de Fe), la variación de los parámetros de color y su relación con la intensidad del fuego no han sido hasta ahora determinados en el contexto de los suelos gallegos, hecho que podría permitir establecer un índice indirecto de la temperatura alcanzada.
En este apartado se analizará que parámetros colorimétricos pueden ser empleados como indicadores de la intensidad de un incendio a partir de experimentos de laboratorio con muestras de suelo inalteradas y sometidas a choques térmicos.

Resultados y discusión.

En la tabla 4-41 se muestran los valores medios de cada parámetro de color en cada una de las seis muestras estudiadas, junto con superíndices (a-c) que indican los resultados del análisis de varianza multivariable (MANOVA). El análisis estadístico MANOVA realizado entre los tres conjuntos (control (T.A^1 y T.A^2), 200-220ºC (A y B) y 410-430ºC (C y D)) mostró diferencias significativas en todos los parámetros de color estudiados entre las muestras sin tratamiento térmico (T.A^1 y T.A^2) y a las que se le aplicó tratamiento térmico (B – D); produciéndose un descenso de la claridad, reflejado en los valores de *Value* y L*, y un descenso de la intensidad del color, marcado por *Croma* y C_{ab}*, que probablemente estén

debidos a la carbonización de la materia orgánica. Además, se produjo un empardecimiento-enrojecimiento del suelo reflejado en los valores de *Hue*, el descenso de h_{ab}, el aumento de a* y el descenso de b*, que debe atribuirse simplemente a la desaparición de los componentes orgánicos del suelo que enmascaraban el color de los componentes inorgánicos, principalmente óxidos de Fe. Sin embargo ninguno de estos cambios, al ocurrir entre muestras tratadas térmicamente y sin tratar, informa acerca de la intensidad del incendio.

Tabla 4-41. Valores medios Munsell de tono (*Hue*), intensidad (*Croma*) y claridad (*Value*) y CIELAB de claridad (L*), coordenada rojo-verde (a*), coordenada amarillo-azul (b*), croma (C^*_{ab}) y ángulo tono (h_{ab}) para las 6 muestras del estudio.

Temperatura alcanzada		*Hue*	*Croma*	*Value*	L*	a*	b*	C^*_{ab}	h_{ab}
Control	**T.A[1]**	3,50Y^{a}	1,30^{a}	3,40^{a}	34,72^{a}	-0,04^{a}	12,80^{a}	13,17^{a}	86,73^{a}
	T.A[2]	0,05Y^{a}	1,90^{a}	3,10^{a}	31,77^{a}	2,89^{a}	11,15^{a}	11,59^{a}	75,21^{a}
200-220ºC	**A**	9,00YR^{b}	0,99^{b}	2,20^{b}	22,60^{b}	1,79^{b}	5,70^{b}	6,03^{b}	68,92^{b}
	B	8,88YR^{b}	1,01^{b}	2,69^{b}	27,73^{b}	2,31^{b}	5,80^{b}	6,25^{b}	67,61^{b}
410-430ºC	**C**	7,93YR^{c}	0,88^{b}	2,44^{b}	24,32^{b}	2,20^{b}	4,79^{b}	5,30^{b}	63,05^{c}
	D	8,20YR^{c}	0,99^{b}	2,77^{b}	28,36^{b}	2,59^{b}	5,41^{b}	6,02^{b}	63,41^{c}

Valores medios con distinto superíndice (a-c) para cada parámetro de color en relación a la temperatura alcanzada difieren significativamente (α:0,05).

La comparación entre los valores de los tratamientos térmicos a 200-220ºC (A y B) y a 410-430ºC (C y D) muestra que los únicos parámetros que establecen diferencias significativas son aquellos que se refieren a *Hue* Munsell y h_{ab} CIELAB. En este caso, las diferencias pueden ser asignadas principalmente a variaciones en el estado de deshidratación de los compuestos de hierro como el cambio de goethita de un color anaranjado a hematites de color rojo sangre, ambos eficaces agentes pigmentantes.

Por otra parte, aunque entre los valores de *Value* Munsell y L* CIELAB a 200-220ºC y 410-430ºC no ocurre una variación que pueda considerarse significativa desde un punto de vista estadístico, debe notarse que el valor de este parámetro aumenta, lo cual, sin duda es debido a la aparición en el suelo tratado a 410-430ºC de residuos de ceniza blanca.

Finalmente, teniendo en cuenta las diferencias totales de color (Tabla 4-42) cabe destacar que éstas son perceptibles, por ejemplo son superiores a 3 unidades CIELAB (Berns, 2000; Völz, 2001) entre las muestras que no se les aplico el tratamiento térmico y las que si se les aplicó; en cambio no son perceptibles entre los suelos tratados a dos intensidades distintas (200-220ºC y 410-430ºC).

Tabla 4-42. Diferencia total de color, empleando la fórmula clásica CIELAB (Wyszecki & Stiles, 1982) y las fórmulas más recientes y mejoradas basadas en CIELAB: CIE94 (1:1:1) y CIE94 (2:1:1) (CIE Publication 15: 2004) así como CIEDE2000 (1:1:1) y CIEDE2000 (2:1:1) (CIE Publication 142:2001).

Tratamiento térmico	CIELAB	CIE94 (1:1:1)	CIE94 (2:1:1)	CIEDE2000 (1:1:1)	CIEDE2000 (2:1:1)
T.A - 200-220ºC	10,22	9,31	6,14	7,71	5,53
T.A - 410-430ºC	9,79	8,67	6,28	7,44	5,86
200-220ºC - 410-430ºC	1,39	1,34	0,87	1,23	0,95

4.3.4.- Efectos de los tratamientos térmicos en la disponibilidad de los cationes (Na^+, K^+, Ca^{+2}, Mg^{+2}).

El incremento en la concentración de cationes (Na^+, K^+, Ca^{+2} y Mg^{+2}) de las aguas superficiales como consecuencia de los incendios forestales es un hecho sólidamente establecido. Las diferentes revisiones que se realizaron sobre este tema (DeBano *et al.,* 1998[a]; Gresswell ,1999; Ranalli, 2004; Neary *et al*., 2005) muestran como estos incrementos en la concentración de cationes son muy variables, oscilando entre valores que difieren solo ligeramente de los controles o no se manifiestan (Britton, 1991; Belillas & Rodà, 1985) a otros donde el incremento es muy importante (Tiedemann *et al.,* 1979; Martin *et al.,* 2000). La duración de este incremento, en la mayoría de los casos se reduce al primer año posterior al incendio pero en algunos casos llega a manifestarse de forma significativa hasta el segundo año y más (Malmer, 2004; Rhoades *et al*., 2011). Esta diversidad de respuestas son consecuencia de los múltiples factores que pueden influir sobre el proceso de lavado de cationes desde el suelo después de un incendio: tipo de combustible, severidad del incendio, tipo de suelo, características de la cuenca y de la climatología de la época de estudio, etc.

Los cambios en las concentraciones de cationes en el agua superficial como consecuencia de los incendios influyen sobre el valor nutritivo de estas aguas, así como en su pH y conductividad eléctrica. De todas formas, el criterio general es que, por lo que se conoce, estos cambios tienen poca influencia sobre las poblaciones piscícolas afectadas (Everest & Harr, 1982; Gresswell, 1999). Otro tanto se podría decir sobre el uso de las aguas superficiales como recurso para abastecimiento de aguas potables (Dissmeyer, 2000). De todas formas, en relación con el valor fertilizante del suelo su influencia, sobre todo a partir de incendios de cierta intensidad, es netamente negativa (Brais, *et al.* 2000).

Las dos fuentes de cationes que se deben considerar en relación con su liberación a las aguas superficiales como consecuencia de los incendios forestales son las cenizas y el suelo. Pereira *et al*., (2011) realizó recientemente una amplia revisión de las propiedades de las cenizas, señalando como una de sus características fundamentales su elevado pH y el contenido en cationes. De todas formas la intensidad de este incremento depende mucho de la temperatura

alcanzada y el tipo de especie vegetal que las origina. El incremento en la conductividad eléctrica es otra de sus características, observándose igualmente una dependencia de la temperatura de tal manera que por debajo de 300ºC el incremento es muy ligero o casi inexistente, muy fuerte por encima de los 400ºC y de nuevo vuelve a descender con valores superiores a los 550ºC.

Los cationes Na^{+}, K^{+}, Ca^{+2} y Mg^{+2} tienen una presencia importante en la composición de las cenizas formando los compuestos divalentes con los óxidos y carbonatos, mientras que los monovalentes forman cloruros aisladamente y carbonatos mixtos con los divalentes (Soto & Díaz-Fierros, 1993). Las pérdidas de cationes por volatilización son muy escasas, ya que la temperatura a la que esta se produce es muy elevada (> 750ºC). En cambio las pérdidas por lavado si pueden llegar a ser muy importantes. Los cationes monovalentes tienen mucha mayor solubilidad que los divalentes (Soto & Díaz-Fierros, 1993; Khanna *et al.,* 1994; Úbeda et al., 2009) por lo que se deberían perder más por lavado.

Los cationes en el suelo se encuentran ligados a la fracción mineral en posiciones de cambio o en situaciones de mayor inmovilidad y fijación en el interior de las estructuras minerales. Con la materia orgánica establecen también uniones de muy diversa naturaleza y energía que van desde posiciones de una cierta inmovilidad en forma de complejos hasta situaciones que permiten movilidad e intercambio de cationes. Con el calentamiento, la materia mineral en su fracción arcillosa sufre una serie de alteraciones que van desde la deshidratación (por debajo de los 220ºC) hasta la perdida de los grupos OH y la disrupción de los carbonatos (por encima de los 550ºC) que terminan por descomponerse, estos últimos, por encima de los 700ºC. La materia orgánica se destruye por combustión entre los 220 y 460ºC (Giovannini *et al.,* 1990). Estas alteraciones tienen una serie de efectos, muchos de ellos contrapuestos, sobre la disponibilidad de los cationes para el lavado. En general, con temperaturas inferiores a los 220ºC puede aumentar el contenido de cationes extraíbles por el agua (Giovannini *et al.,* 1990; Kutiel & Shaviv, 1992) sin embargo existen casos, en suelos donde dominan arcillas tipo illita o vermiculita, donde se produce el efecto contrario, por sustitución del agua interlaminar que se pierde por calentamiento, por los correspondientes cationes (Soto & Díaz-Fierros, 1993).

Los cationes perdidos por lavado de las cenizas interaccionan con el suelo, sobre todo a partir de sus posiciones de cambio que pueden actuar como un sumidero, especialmente con los divalentes (Soto & Díaz-Fierros, 1993). De todas formas se pueden dar situaciones muy complejas de intercambio catiónico, donde incluso cationes acidófilos retenidos en el complejo de cambio del suelo, como el Al^{+3} y el H^{+} pueden ser liberados a la solución del suelo por intercambio con cationes básicos, provocando descensos de pH. Por otra parte en suelos con horizontes orgánicos importantes, la fracción quemada del mismo (normalmente entre los 0 y 2 cm superiores) puede actuar de forma similar al comportamiento de las cenizas con el fuego.

Resultados.

Cambios en los cationes de cambio del suelo por el tratamiento térmico.

Los cambios experimentados en los 5 cm. superiores del suelo en su contenido en cationes de cambio se presentan en la figura 4-66. En ella se puede apreciar cómo, tanto la temperatura alcanzada como el calor aportado, influyen en el contenido en cationes de cambio del suelo. Se aprecia que, de forma general, a medida que se incrementa el grado de calor aportado aumenta el contenido en cationes de cambio, sobre todo en el calcio y potasio. Al mismo tiempo se aprecia como dentro de esta tendencia se distinguen claras discontinuidades en ella cuando se pasa de la temperatura ambiente (20ºC) de los suelos a la de 200-220ºC, y de esta a la de 410-430 ºC. Los cationes de cambio que experimentan un mayor incremento son el calcio y el potasio, seguidos del magnesio y sodio.

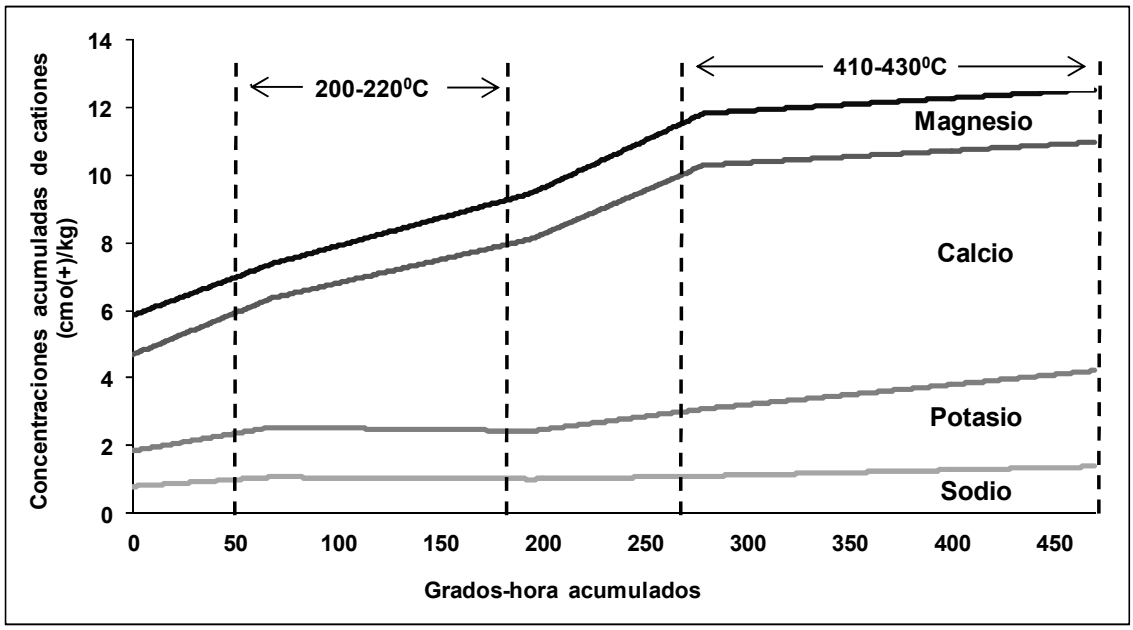


Figura 4-66. Cambios experimentados en los 5 cm superiores del suelo en el contenido en cationes de cambio.

La suma de cationes de cambio se incrementa progresivamente a medida que aumenta la temperatura y el grado de calor aportado, mientras que la capacidad de intercambio catiónico experimenta un comportamiento inverso. Los valores de la suma de cationes son ligeramente superior a la capacidad de intercambio catiónico en los tratamientos B y C y netamente superiores en el D (Tabla 4-43).

Tabla 4-43. Suma de cationes (S) de cambio y Capacidad de intercambio catiónico (CIC) según los diferentes tratamientos.

Tratamiento	S (cmol(+)/kg)	CIC (cmol(+)/.kg)
R.T (*)	5.3	28.6
A	7.4	14.7
B	9.5	8.7
C	11.8	11.1
D	12.5	7.6

(*) T.A = Temperatura ambiente (sobre 20ºC).

Procesos de lavado de cationes después de las simulaciones de lluvia.

Después del tratamiento térmico, los cationes están con mayor disponibilidad para ser liberados en la solución del suelo, donde pueden ser absorbidos por las raíces y por los organismos del suelo, pero también pueden perderse en el sistema de drenaje de las aguas, tanto por vía superficial como subsuperficial. Por esta razón se realizaron dos experiencias de simulación de lluvia consecutivas cada una de dos horas de duración, separadas entre sí por un intervalo de 15 días. Se realizó una tercera simulación, después de transcurrir otros 15 días, para confirmar que el proceso de lavado había concluido y en la que solo se determinó en el agua su conductividad eléctrica (Figura 4-67). El lavado de cationes se presenta en la Figuras 4-68, 4-69, 4-70 y 4-71 en graficas donde se expresa la cantidad acumulada de cationes perdidos frente al tiempo transcurrido, en las dos simulaciones realizadas.

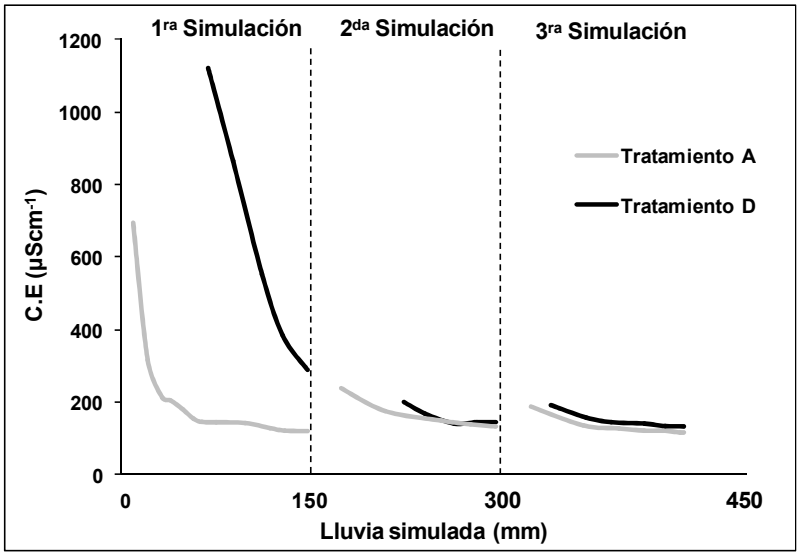


Figura 4-67. Conductividad eléctrica de los lavados superficiales generados en las tres simulaciones de lluvia realizadas para los tratamientos A y D.

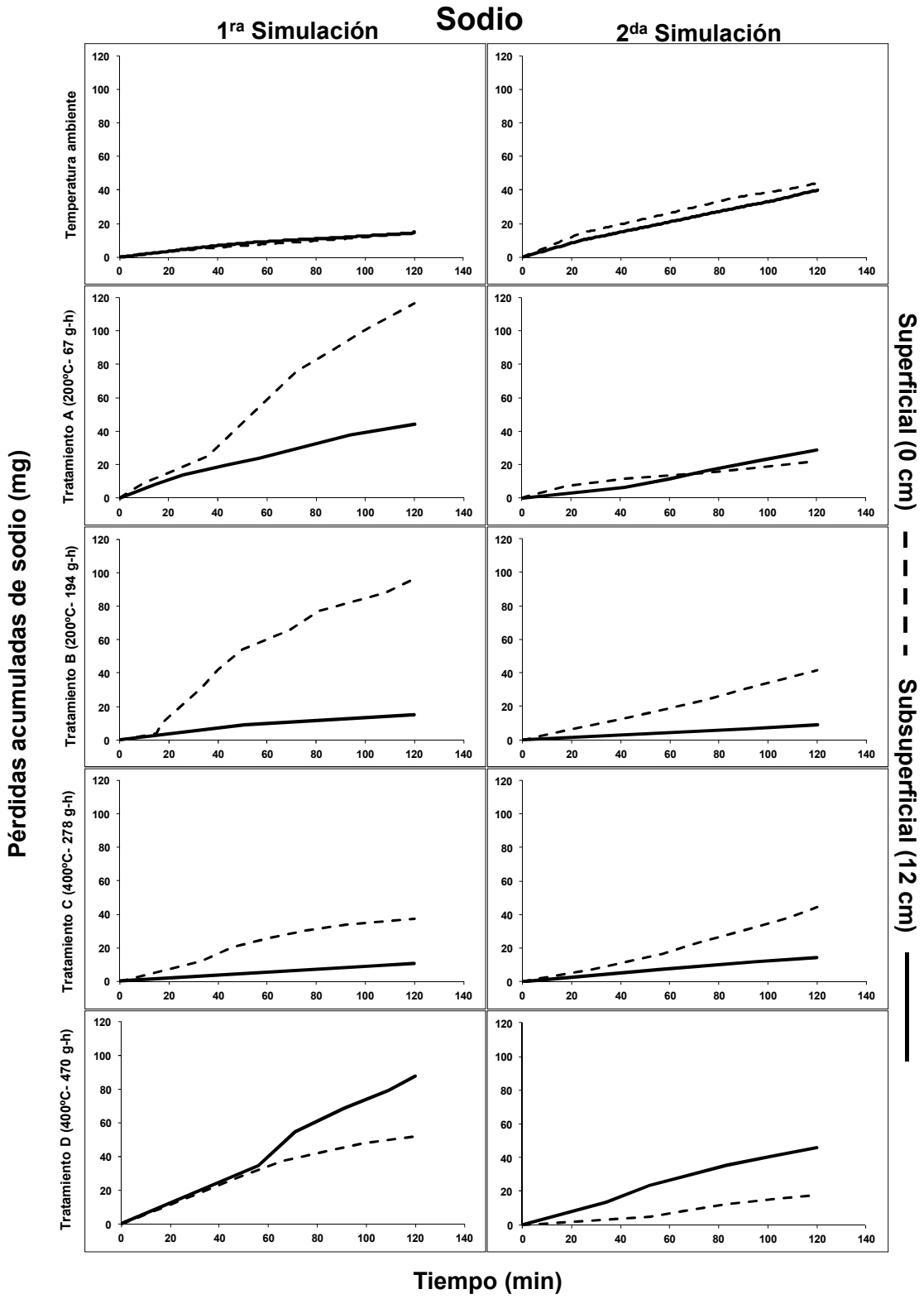


Figura 4-68. Cantidad acumulada de sodio perdido frente al tiempo transcurrido en las dos simulaciones de lluvia realizadas.

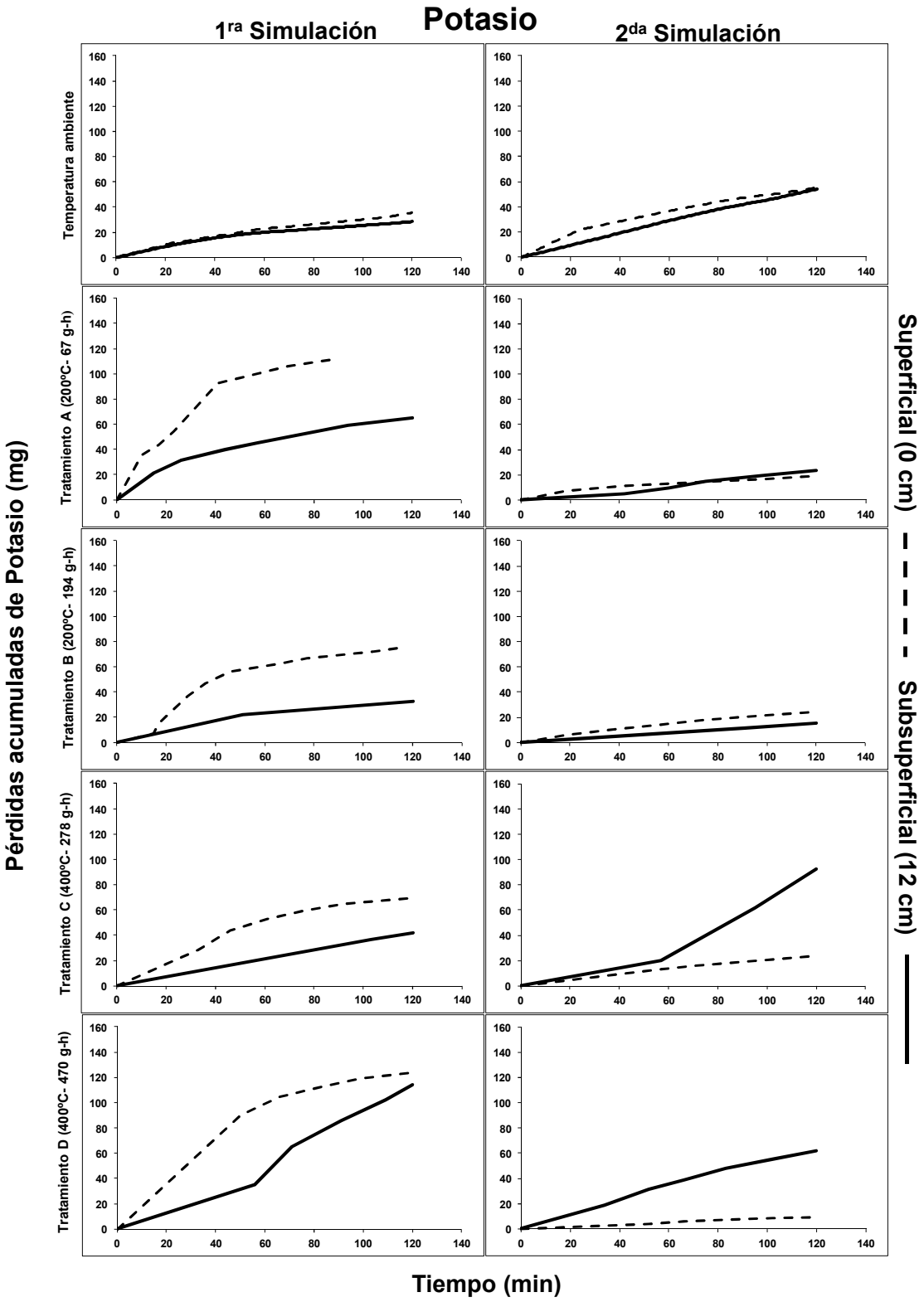


Figura 4-69. Cantidad acumulada de potasio perdido frente al tiempo transcurrido en las dos simulaciones de lluvia realizadas.

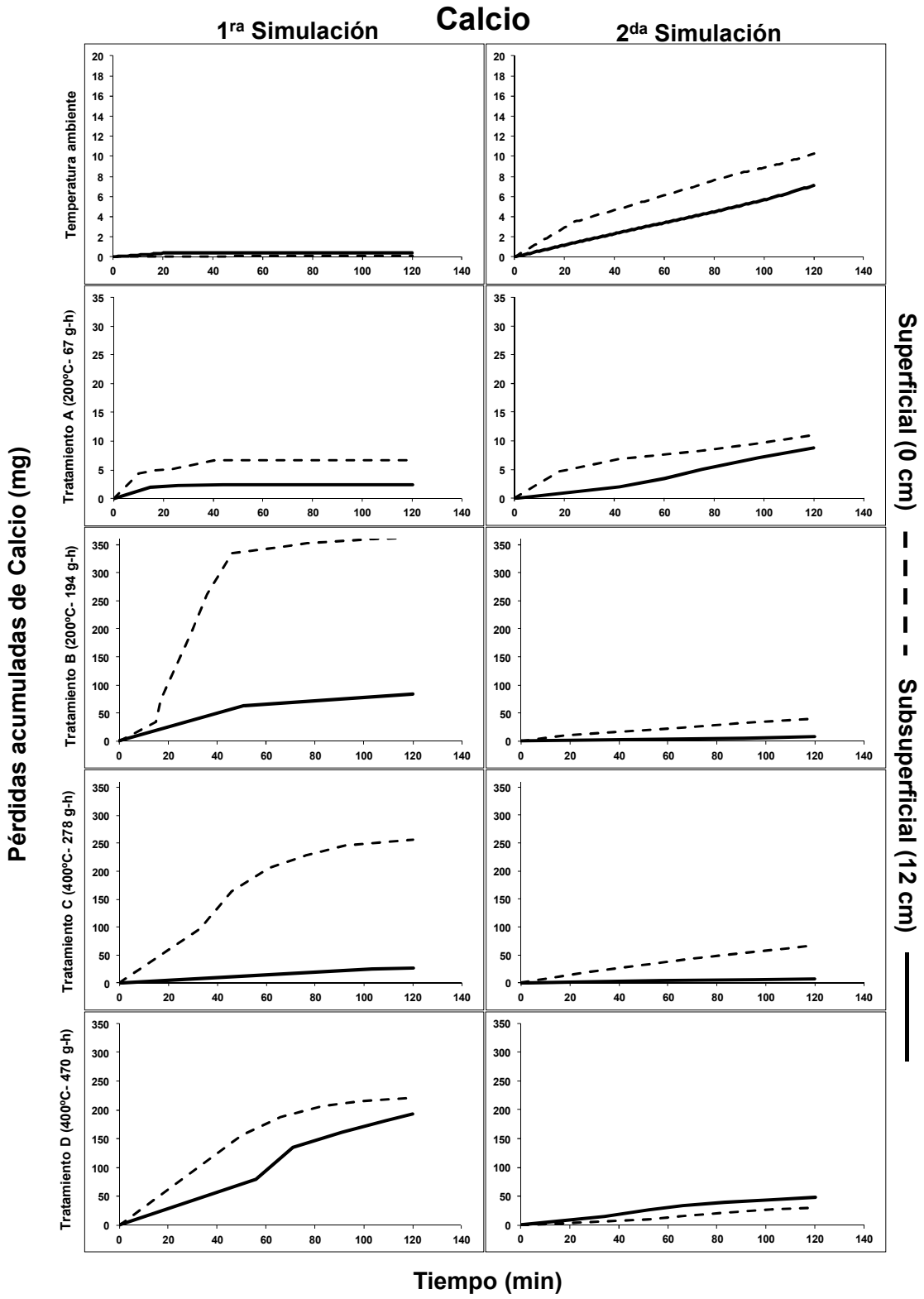


Figura 4-70. Cantidad acumulada de calcio perdido frente al tiempo transcurrido en las dos simulaciones de lluvia realizadas.

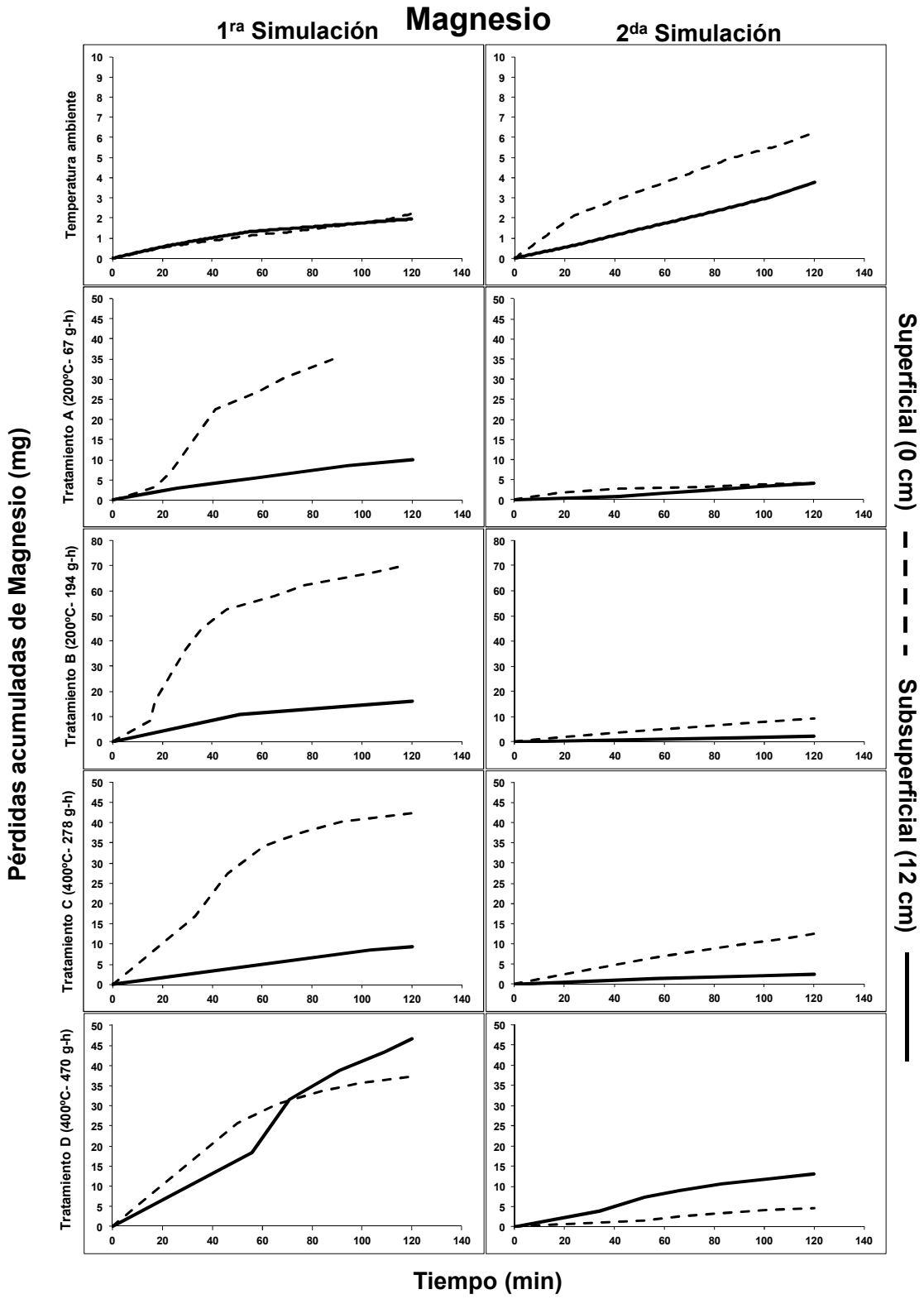


Figura 4-71. Cantidad acumulada de magnesio perdido frente al tiempo transcurrido en las dos simulaciones de lluvia realizadas.

Escorrentía superficial (0 cm de profundidad).

En primer lugar, los suelos no sometidos a calentamiento frente a los que fueron sometidos a tratamiento térmico, presentan la menor pérdida de cationes. De todas formas, comparando la primera con la segunda simulación, (realizada 15 días después), se encuentra que la primera, en la totalidad de los cationes, da siempre valores superiores. Sin embargo la comparación entre la primera y la segunda simulación en los suelos que no recibieron tratamiento térmico muestran un comportamiento contrario con mayores valores en la segunda simulación.

En los suelos con tratamiento térmico se encuentra que, en general, los cationes monovalentes se incrementan de forma neta a partir de los 200ºC y con aportes de calor de superiores a los 67 grados-hora. En el caso del sodio el resultado es más complejo, pues después del incremento experimentado con el calentamiento a 200ºC vuelve a experimentar una reducción en las cantidades perdidas por lavado con el calentamiento a 400ºC. Los cationes divalentes, en cambio, con la temperatura de 200ºC, precisan ya aportes de calor superiores a los 195 grados-hora para mostrar un incremento neto de la cantidad lavada. El calcio que es el que experimenta valores más importantes, alcanza valores de concentración superiores a los 350 mg/L al final de la primera simulación.

La segunda simulación, realizada a los 15 días de la primera, da siempre valores más bajos y, en general, con cantidades similares a la de los blancos.

Escorrentía subsuperficial (12 cm de profundidad).

En general, todos los tratamientos térmicos muestran valores inferiores a los de la escorrentía superficial. Las únicas excepciones aparecen en los monovalentes, en los tratamientos A y D, y en los divalentes, en el tratamiento D, donde la escorrentía subsuperficial iguala a la superficial o se aproxima mucho a ella.

Pérdidas superficiales y subsuperficiales de cationes en el agua.

Las cantidades totales lavadas (suma de las pérdidas de aguas superficiales y subsuperficiales) correspondientes a las dos simulaciones, se presentan en la Tabla 4-44. En ella se puede observar como los cationes monovalentes incrementan sus pérdidas de forma neta a partir del tratamiento A (200ºC y 67 grados-hora), mientras que los divalentes lo hacen a partir del tratamiento B (200ºC y 195 grados-hora). El orden de pérdida de los cationes es: calcio, potasio, sodio y magnesio con valores que van desde 29 mg hasta 493 mg.

Tabla 4-44. Cantidades de cationes lavadas a 0 y 12 cm de profundidad durante las simulaciones de lluvia después de los tratamientos térmicos.

		Na (mg)			K (mg)			Ca (mg)			Mg (mg)		
Tratamiento	**Prof.**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**Suma**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**Suma**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**Suma**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**Suma**
	0 cm	15.3	44.1	59.4	35.5	55.2	90.7	0.1	10.3	10.4	2.2	6.2	8.4
T.A*	12 cm	14.4	40.1	54.4	28.5	54.2	82.7	0.4	7.1	7.5	1.9	3.8	5.7
		29.7	84.1	**113.8**	64.0	109.4	**173.4**	0.5	17.4	**17.9**	4.1	10.0	**14.1**
	0 cm	116.3	28.9	145.2	111.9	18.9	130.8	6.7	11.0	17.8	35.0	4.3	39.3
A	12 cm	44.4	22.1	66.5	66.5	23.7	88.6	2.4	8.8	11.2	9.9	4.1	14.0
		160.7	50.9	**211.6**	211.6	42.7	**219.4**	9.1	19.8	**29.0**	45.0	8.4	**53.3**
	0 cm	96.6	41.8	138.4	138.4	24.6	100.2	360.9	40.0	400.9	69.7	9.2	78.9
B	12 cm	15.2	8.8	24.0	24.0	15.4	47.7	84.5	7.7	92.2	15.9	2.2	18.1
		111.8	50.5	**162.3**	162.3	40.0	**147.9**	445.4	47.7	**493.0**	85.6	11.4	**97.0**
	0 cm	37.3	44.5	81.8	81.8	23.8	93.0	256.5	4.2	260.6	42.2	12.5	54.7
C	12 cm	10.6	14.5	25.2	25.2	92.4	134.1	27.4	0.9	28.2	9.5	2.4	11.9
		47.9	59.0	**106.9**	106.9	116.2	**227.1**	283.8	5.0	**288.9**	51.7	15.0	**66.6**
	0 cm	52.1	17.9	69.9	69.9	9.5	133.3	221.1	29.7	250.8	37.3	4.7	41.9
D	12 cm	87.7	45.7	133.4	133.4	72.0	186.3	192.3	48.4	240.7	46.7	13.1	59.8
		139.8	63.5	**203.3**	203.3	81.5	**319.6**	413.4	78.1	**491.5**	84.0	17.8	**101.8**

(*) T.A = Temperatura ambiente (sobre 20ºC).

Concentración de los cationes en los lixiviados.

Las concentraciones tienen sus valores máximos en la primera o segunda alícuota recogida después del comienzo de la lluvia simulada. A partir de ese momento sus concentraciones disminuyen exponencialmente en los sucesivos lavados. Los valores máximos alcanzados (Tabla 4-45) fueron de 115.9 mg/L para el sodio, 122.3 mg/L para el potasio, 325.3 mg/L para el calcio y 61.15 mg/L para el magnesio. Exceptuando el caso del calcio, en el resto de los cationes estos máximos se producen por la vía subsuperficial (12 cm) y con las condiciones térmicas más intensas (Tratamientos C y D).

Tabla 4-45. Máximas concentraciones de cationes medidas a 0 y 12 cm en las muestras recolectadas durante las simulaciones de lluvia después de los tratamientos térmicos.

		Na^+ (mg/L)		K^+ (mg/L)		Ca^{+2} (mg/L)		Mg^{+2} (mg/L)	
Tratamiento	**Profundidad**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**
T.A*	0 cm	21.5	13.8	70.2	19.0	0.3	4.1	3.5	2.2
	12 cm	24.6	24.3	46.5	25.7	3.1	3.5	4.4	3.3
A	0 cm	30.0	17.0	118.2	16.5	14.6	11.0	6.4	4.2
	12 cm	27.8	18.2	71.4	14.9	6.5	5.8	5.6	2.6
B	0 cm	16.8	13.1	22.8	13.5	116.0	22.9	22.8	4.0
	12 cm	29.9	21.4	73.6	37.3	208.6	19.3	36.0	5.5
C	0 cm	40.4	14.9	95.0	14.0	325.3	40.0	56.4	6.8
	12 cm	30.0	23.2	122.3	42.0	83.6	11.6	28.5	4.5
D	0 cm	29.2	11.0	89.7	8.1	155.4	21.6	25.8	3.6
	12 cm	115.9	27.1	118.6	37.1	265.4	30.5	61.2	7.7

(*) T.A = Temperatura ambiente (sobre 20ºC).

Contenido en cationes del suelo después de la simulación.

Al término de las simulaciones, las muestras de suelos fueron desmontadas, tamizadas y homogeneizadas, realizándose una análisis final del contenido en cationes de cambio y capacidad de intercambio catiónico, datos que pueden observarse en la tabla 4-46. De ellos se deduce que los suelos, después de las dos simulaciones de lavado si se compara con los datos de las muestras no tratadas térmicamente (T.A), presentan en general un menor contenido en cationes de cambio, sobre todo en el caso de los divalentes.

Tabla 4-46. Contenido en cationes de cambio (en cmol(+)/kg) de las muestras al final del proceso de simulación de lluvia. Muestra alterada y tamizada. (Entre paréntesis relación con T.A).

Tratamiento	**Na (cmol(+)/kg)**	**K (cmol(+)/kg)**	**Mg (cmol(+)/kg)**	**Ca (cmol(+)/kg)**	**Suma de cationes (cmol(+)/kg)**
T.A*	0.3	0.8	0.7	2.1	3.9
A	0.3 (1.2)	0.7 (0.9)	0.7 (1.0)	2.1 (1.0)	3.9 (1.0)
B	0.2 (0.8)	0.7 (0.9)	0.4 (0.5)	1.4 (0.7)	2.7 (0.7)
C	0.2 (0.8)	0.7 (0.8)	0.4 (0.5)	1.5 (0.7)	2.8 (0.7)
D	0.2 (0.8)	0.7 (0.8)	0.4 (0.5)	1.6 (0.8)	2.8 (0.7)

(*) T.A = Temperatura ambiente (sobre 20ºC).

Discusión.

Los efectos del calentamiento sobre los cationes de cambio se pueden apreciar en la figura 4-66, donde se manifiesta un incremento progresivo de las concentraciones de los cationes a medida que aumenta el grado de calor aportado al suelo, dependiente sobre todo de los incrementos en calcio y en menor medida del potasio de cambio. Por otra parte, se aprecia como en la tendencia general al incremento de los cationes de cambio se producen dos

inflexiones en los tramos de 20-200ºC y de 200-400ºC. Por lo que se puede deducir que tanto el grado de calor como la temperatura están influyendo en este proceso.

El incremento en el contenido en los cationes de cambio a los 200-220ºC debe ser referido, sobre todo, a los cambios que experimenta la fracción mineral en este intervalo de temperaturas, así como al aporte debido a lo solubilizado en las cenizas. Del cuarzo y las micas que son los minerales dominantes en este suelo, serán estas últimas las que experimenten cambios en sus estructuras, sobre todo las illitas, que se pueden observar por el pico endotérmico que se produce entre 100 y 200ºC en el análisis termal diferencial (DTA) de suelos similares (Soto *et al.,* 1991), atribuible a la pérdida de agua interlaminar. Esta pérdida de agua, liberaría posiciones de cambio que podrían ser reemplazadas por cationes. Por otra parte las especies minerales de estos cationes presentes en el suelo en forma de óxidos, carbonatos o cloruros (Soto & Diaz-Fierros, 1993) pueden incrementar su solubilidad con la temperatura aumentando su disponibilidad para competir por las posiciones de cambio. Algo similar a lo que podría ocurrir con la materia orgánica que en este intervalo de temperatura aunque no se destruye puede dar origen a determinadas reorganizaciones como son la condensación de radicales orgánicos (Almendros *et al.,* 1990) con la consiguiente liberación de los cationes ligados a ellos y su paso posterior a posiciones de cambio.

Los cambios que aparecen a los 400 ºC pueden ser atribuidos, en buena medida, a la destrucción de la materia orgánica que sucede antes de alcanzar estas temperaturas. En general se siguen manifestando incrementos en el contenido en los cationes de cambio como consecuencia de su liberación de la materia orgánica o la transformación de las especies minerales menos solubles, en otras que lo son más, así como en la liberación por las cenizas. Estos resultados están, en general, de acuerdo con la mayoría de los estudios recogidos en la literatura sobre suelos quemados en los que los cationes cambio se incrementan con el aumento de las temperaturas (Giovannini et al., 1990; Khanna *et al*., 1994; Tomkins *et al.,* 1991).

En los tratamientos térmicos más intensos la suma de cationes es mayor que la capacidad de intercambio catiónico. Para poder entender correctamente esta anomalía (S>CIC), hay que tomar en cuenta que el método estándar de determinación de la capacidad de intercambio catiónico (Sumner & Miller, 1996; WRB-2007) que se realiza mediante una extracción con acetato amónico del suelo, sin un lavado previo con agua, lo que determina realmente es la suma de los cationes en posiciones de cambio más los cationes solubles retenidos en los intersticios del suelo. En suelos normales de zona húmeda estos cationes solubles representan una fracción muy pequeña, sin embargo en suelos afectados por incendios forestales, esta fracción puede ser importante como consecuencia de la liberación de cationes por las cenizas y la materia orgánica del suelo. Por esta razón, a los cationes extraídos por el método estándar de determinación de los cationes de cambio aunque se les siga denominando cationes

cambiables en la realidad deberían ser cationes disponibles, es decir la suma de los solubles y los de cambio.

La capacidad de intercambio catiónico disminuye en general con el incremento de la temperatura (Nishita & Haug, 1972; Giovannini, *et al.*1990), como consecuencia , sobre todo, de las modificaciones que experimenta la materia orgánica, condensaciones por debajo de los 200ºC y destrucción entre los 200 y 400ºC así como el colapso de algunos espacios interlaminares. Comportamiento que se puede apreciar en otros suelos.

Las pérdidas de cationes que se producen con el proceso de simulación de lluvia muestran que cuando se comparan la primera con la segunda simulación (Tabla 4-44 y Figuras 4-68, 4-69, 4-70, 4-71), son siempre, exceptuando los suelos no sometidos a tratamiento térmico, muy superiores en la primera simulación, sobre todo en el caso de los divalentes donde las pérdidas son de 5 a 8 veces superiores a las producidas en la segunda. Esto indicaría que con 150 mm de lluvia simulada se generan ya la mayor parte de las pérdidas por lavado. En el caso de los suelos no sometidos a tratamiento térmico, es la segunda simulación, en cambio, la que de forma general da origen a las mayores pérdidas, lo que podría explicarse, posiblemente, por un incremento de la actividad biológica de los suelos después de la primera simulación, como resultado de su saturación en agua y las temperaturas del laboratorio (del orden de los 20 ºC) durante los 15 días que separaron la primera de la segunda simulación, y que darían origen a condiciones óptimas para el desarrollo de la actividad microbiana. Esta mayor actividad biológica liberaría posiblemente los cationes ligados a la materia orgánica.

Por otra parte, cuando se comparan las cantidades lavadas por la vía superficial (0 cm) y subsuperficial (12 cm) se encuentra que en todos los tratamientos menos en el D (410ºC y 470 grados-hora) son siempre superiores por la vía superficial. En el tratamiento D, donde la cantidad de calor aportada es superior va a ser la vía más profunda la que tenga mayores pérdidas por lavado. La razón podría estar en el mayor volumen de suelo afectado por el calor que daría origen a mayor e perdidas a través del suelo.

Analizando ahora los procesos de lavado de cationes en los suelos con tratamiento térmico se encuentra que es el calcio el catión que se pierde en mayor cantidad tanto por las vías superficiales como subsuperficiales. De todas formas, se aprecia con claridad, que es en los tratamientos B y D, cuando se produce un incremento importante en las pérdidas del catión (493 y 491.5 mg). El tratamiento A, con aproximadamente la misma temperatura (200 frente a 220ºC) pero con un grado de calor aportado muy inferior (67.6 frente a 194.6 grados-hora) tiene unas pérdidas muy inferiores (29 mg). Hecho que demuestra la necesidad de considerar tanto la temperatura como el grado de calor en relación con los efectos del fuego sobre el suelo. El magnesio tiene un comportamiento parecido al calcio pero con unos valores de pérdidas netamente inferiores.

Los cationes monovalentes, potasio y sodio, presentan un importante incremento del lavado a partir ya del tratamiento A como, probable consecuencia de la mayor movilidad que se le atribuye clásicamente a estos elementos en el sistema agua-suelo.

De todas formas, tanto estos cationes como los divalentes presentan un descenso de los valores de lavado en los tratamientos intermedios (B y C) que no tienen una fácil justificación. Únicamente, para los monovalentes Díaz-Fierros *et al*. (1993) encuentran un mínimo de lavado a 380 ºC y otros autores como Nishita & Haung (1972) y Giovannini *et al.*(1990) determinan descensos de la solubilidad con la temperatura a partir de un determinado umbral atribuibles a una pérdida de reactividad en el complejo de cambio. Úbeda *et al. (*2009) encuentra también que los cationes mono y divalentes después de experimentar un fuerte incremento a 350ºC, desciende a partir de los 400ºC. Es probable que las diferencias en las temperaturas donde se produce la inflexión en la solubilidad de los cationes sean consecuencia de la diferencias inherentes a los tipos de suelos y del tipo de combustible, pero lo que sí parece bastante evidente es que en el intervalo de las temperaturas intermedias que generan los incendios se producen una serie de reorganizaciones en la constitución del suelo que afectan negativamente a la solubilidad de estos cationes. Sus causas últimas exigirían estudios más detallados que el que se planteó en este trabajo.

Las concentraciones determinadas en los diferentes lavados fueron importantes en las primeras alícuotas recogidas y con los suelos sometidos a procesos de calentamiento más intenso con valores entre 0.1 y 0.3 mg/L. Sin embargo, pronto estos valores decaen de forma exponencial situándose en valores diez o veinte veces más bajos. En consecuencia, sus efectos sobre la calidad del agua serían irrelevantes. La forma de las curvas de lavado con un fuerte máximo inicial y un limbo de descenso prolongado son las típicas del agotamiento de un "pool" de sustancias solubles como le ocurriría a todas las formas liberadas por el proceso de calentamiento. Por otra parte y, contra lo que cabría esperar, es la vía subsuperficial , con la única excepción del calcio, la que origina los valores máximos de concentraciones. Esto muestra que el atenuamiento de los picos de concentración que habitualmente se produce cuando las sustancias lavadas atraviesan el perfil del suelo prácticamente no se manifiesta todavía a los 12 cm. de profundidad.

Por otra parte, comparando los valores de la suma de cationes en el suelo después del tratamiento térmico (Tabla 4-43) y la suma de cationes después de las dos simulaciones de lluvia (Tabla 4-46) se observa un proceso creciente de empobrecimiento de cationes del complejo de cambio. Estas pérdidas de cationes están relacionadas con el calor suministrado (Figura 4-72) por lo que se observa un proceso de decaimiento exponencial de la suma de cationes. Hay alguna perdidas tempranas de cationes (27%) incluso en los suelos no tratados térmicamente, por el proceso de lavado, y continúan sobre la base del calor suministrado, tendiendo a estabilizarse en valores cercanos al 80% de las pérdidas.

Estos datos contradicen también, en cierta manera, la idea de que el uso del fuego supone un incremento de la fertilidad del suelo. Esto es cierto, inmediatamente después del fuego, ya que con él se produce una movilización neta de elementos fertilizantes como son los cationes básicos tal como se puede apreciar en la tabla 4-43. Sin embargo el proceso de lavado que se genera en los años siguientes al incendio supone unas pérdidas que no solo anulan esas ganancias de fertilidad si no que termina por reducirlas más. Y esto es así, según este estudio, con temperaturas y condiciones térmicas relativamente suaves como son las utilizadas en los tratamientos A y B.

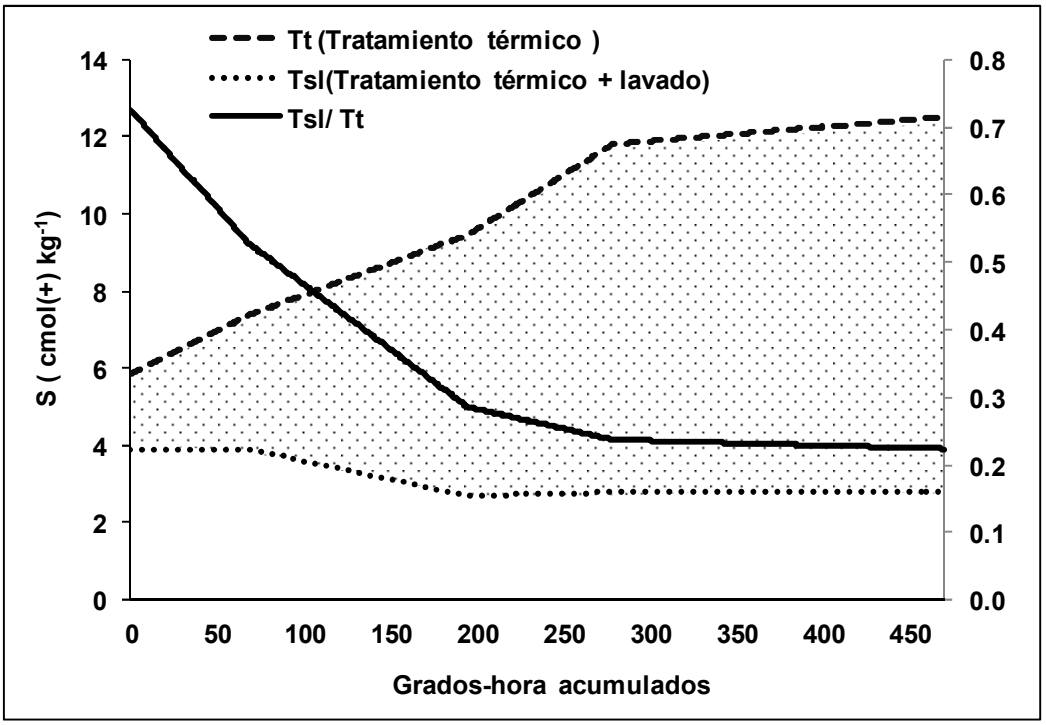


Figura 4-72. Pérdidas de cationes por lavado y tratamiento térmico.

Finalmente, se realizó una estimación de las pérdidas globales de cationes según los diferentes tratamientos térmicos, expresándolas en kg/ha (Tabla 4-47). Estos valores que oscilan desde los 11 kg/ha (valores del tratamiento D menos los correspondientes a los no tratados) del Na^{+} y Mg^{+2}, a los 18 y 59 kg/ha del K^{+} y Ca^{+2}, respectivamente son de un orden de magnitud similar a los que ofrecen diferentes estudios en cuencas para las pérdidas anuales (Martin *et al.*, 2000; Willians *et al.,* 1997; Neary *et al.*, 1982; Ferreira *et al.*, 2005; Soto & Díaz-Fierros, 1997);. Los valores obtenidos en este estudio son en general, muy similares en orden de magnitud a los citados en la bibliografía, por lo que podríamos considerarlos como un buen referente de los mecanismos de pérdida de cationes en suelos quemados. Por otra parte, un ajuste diferente de las condiciones de la simulación, alterando parámetros como la intensidad o la cantidad del agua de lavado, podría aproximar más los valores a las condiciones reales de se podrían de dar en las cuencas quemadas.

Tabla 4-47. Cantidades de cationes totales lavadas, en kg/ha. (Suma de las pérdidas por aguas superficiales y subsuperficiales en las dos simulaciones).

Catión	T.A*	A	B	C	D
Calcio (kg/ha)	2.2	3.6	61.6	36.5	61.4
Magnesio (kg/ha)	1.8	6.7	12.1	8.3	12.7
Potasio (kg/ha)	21.7	27.4	18.5	28.4	39.95
Sodio (kg/ha)	14.2	26.45	20.3	13.4	25.4

Las pérdidas de cationes de los suelos quemados alteran transitoriamente la química del agua superficial y subterránea, pero en general se admite que su influencia sobre las condiciones ecológicas de las mismas, no son desfavorables teniendo en cuenta, sobre todo, que las concentraciones no son nunca muy elevadas o en caso de serlo su incidencia temporal, es corta (Gresswell, 1999). En cambio, la pérdida de fertilidad química de los suelos si puede ser un efecto negativo a tener muy en cuenta, sobre todo en relación con cationes como el K^+ y en menor medida el Mg^{+2} y Ca^{+2} con efectos tan evidentes sobre las funciones biológicas de los suelos (Rusell, 1998).

4.3.5.- Efectos de los tratamientos térmicos en la disponibilidad de nitrógeno.

Resultados.

Procesos de lavado del N-Nitratos ($N\text{-}NO_3^-$) y del N-Amonio ($N\text{-}NH_4^+$) después de las simulaciones de lluvia.

Las pérdidas del N-Nitratos en las escorrentías superficiales y subsuperficiales (Figura 4-73) muestran que las mayores pérdidas se presentan en los tratamientos térmicos más intensos (C y D) durante la primera simulación. En el resto de los tratamientos la evolución de las pérdidas de N-Nitratos tanto por vía superficial como por vía subsuperficial en ambas simulaciones son similares, excepto en la muestra no tratada térmicamente y en la segunda simulación de los tratamientos A y D, donde se presenta valores de las escorrentías subsuperfiales más altas.

El N-Amonio presenta sus mayores pérdidas en el tratamiento B durante la primera simulación (Figura 4-74), seguido en orden por los tratamientos C y D. De manera contraria a lo que sucede con el N-Nitratos, se presentan durante la primera simulación del tratamiento A, pérdidas por vía superficial ligeramente más marcadas que por vía subsuperficial, diferencias que prácticamente desaparecen en la segunda simulación.

Analizando el conjunto de las figuras 4-73 y 4-74 con respecto a la evolución y la temperatura aplicada a los diferentes tratamientos, es notorio un incremento notable de las cantidades

lavadas de N-Nitratos y N-Amonio a los 400ºC y 470 grados-hora en las escorrentías subsuperficiales, observándose valores superiores que los obtenidos para las escorrentías superficiales.

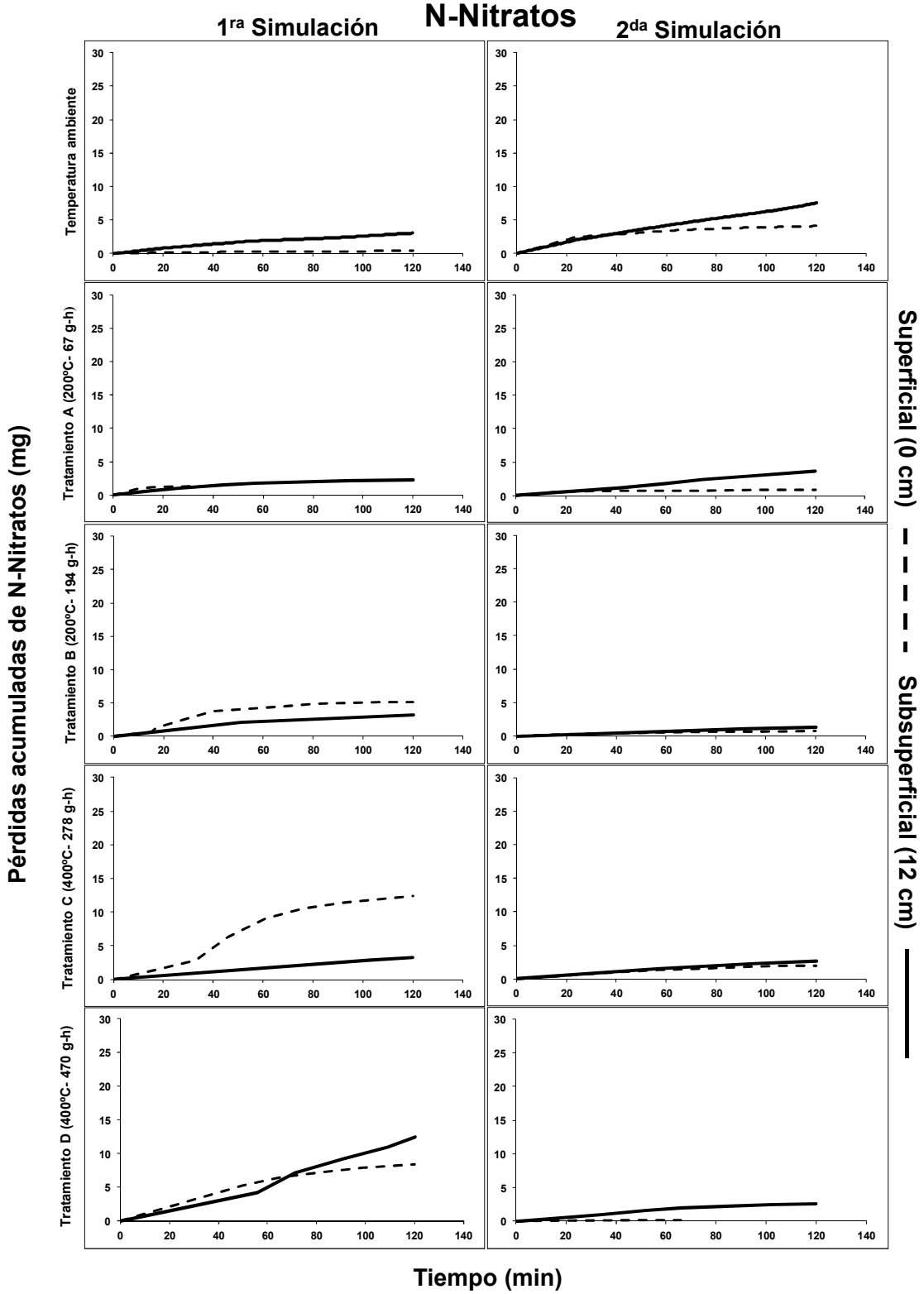


Figura 4-73. Cantidad acumulada de N-Nitratos perdidos frente al tiempo transcurrido, en las dos simulaciones realizadas.

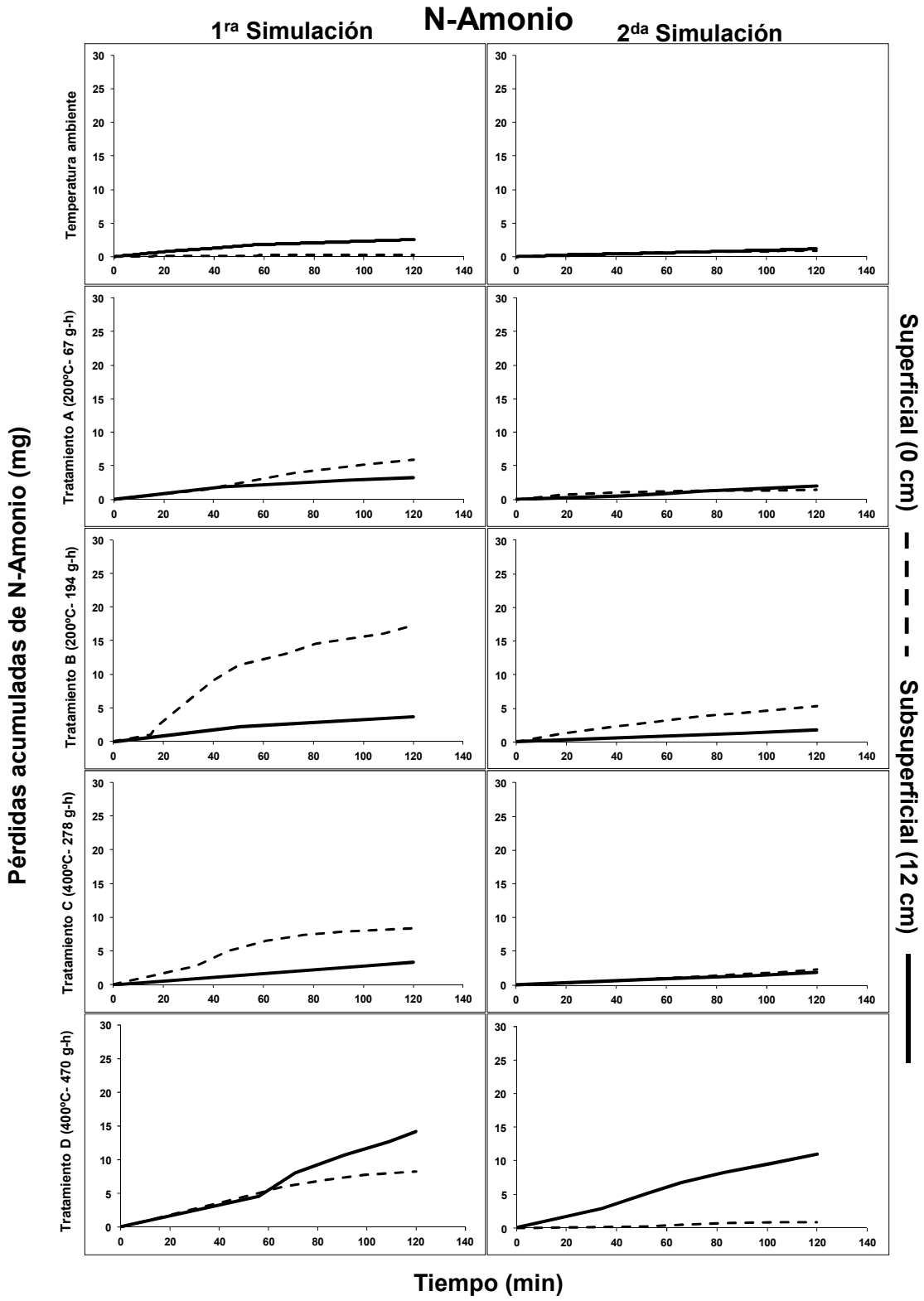


Figura 4-74. Cantidad acumulada de N-Amonio perdido frente al tiempo transcurrido, en las dos simulaciones realizadas.

Pérdidas de nitrógeno en el agua.

Las pérdidas totales de nitrógeno (suma de las pérdidas de aguas superficiales y subsuperficiales de N-Nitratos y N-Amonio) durante la primera simulación de lluvia son mayores en las muestras sometidas a tratamiento térmico con respecto a las no tratadas (Tabla 4-48). Estas pérdidas aumentan conforme se acrecienta la temperatura aplicada y los grados de calor hora aportados (incremento notable a partir de los 194 grados-hora y 470 grados-hora). En los resultados obtenidos en las pérdidas de nitrógeno de los tratamiento B (220ºC-194 grados-hora) y C (410ºC-278 grados-hora) no se observan diferencias significativas, mostrándose perdidas muy similares entre ambos tratamientos. A partir de los 430ºC y 470 grados - hora es evidente el aumento de las pérdidas de nitrógeno.

Durante la segunda simulación de lluvia el comportamiento experimentado en la primera simulación cambia, no presentándose diferencias significativa en las perdidas de nitrógeno en todos los tratamientos

Tabla 4-48. Cantidades de N-Nitratos y N-Amonio lavadas a 0 y 12 cm de profundidad durante las simulaciones de lluvia después de los tratamientos térmicos.

		1ra Simulación			2da Simulación		
Tratamiento	**Prof.**	**N-Nitratos (mg)**	**N-Amonio (mg)**	**Suma**	**N-Nitratos (mg)**	**N-Amonio (mg)**	**Suma**
T.A*	0 cm	0.4	0.3	0.6	4.1	0.9	4.1
	12 cm	1.4	1.4	2.8	7.5	1.2	8.7
		1.8	1.6	**3.4**	11.6	2.1	**12.8**
A	0 cm	1.3	1.4	2.7	0.9	1.4	2.3
	12 cm	2.3	3.2	5.5	3.6	2.0	5.6
		3.7	4.6	**8.3**	4.4	3.4	**7.9**
B	0 cm	5.1	17.3	22.5	0.7	5.4	6.1
	12 cm	3.2	3.6	6.8	1.3	1.7	3.0
		8.3	21.0	**29.3**	2.0	7.1	**9.1**
C	0 cm	12.4	8.3	20.7	2.0	2.3	4.3
	12 cm	3.3	3.4	6.6	2.7	1.9	4.6
		15.6	11.7	**27.3**	4.7	4.2	**8.9**
D	0 cm	8.4	8.2	16.6	0.1	0.5	0.6
	12 cm	12.5	14.2	26.7	2.6	11.0	13.6
		20.8	22.4	**43.3**	2.8	11.4	**14.2**

(*) T.A = Temperatura ambiente (sobre 20ºC).

Concentraciones del N-Nitratos y del N-Amonio en los lixiviados.

Las concentraciones presentan sus valores máximos en la primera o segunda alícuota recogida después del comienzo de la simulación de lluvia, a partir de ese momento sus concentraciones disminuyen exponencialmente en los sucesivos lavados. Los valores máximos alcanzados durante la primera simulación (Tabla 4-49) fueron de 13.9 mg/L para los N-Nitratos y 15.2 mg/L en los N-Amonio por vía subsuperficial en el tratamiento D, y de 11.4 mg/L para los N-Nitratos y de 9.3 mg/L en el N-Amonio por vía superficial en el tratamiento C.

En la segunda simulación las máximas concentraciones de los N-Nitratos se aprecian en las muestras sin tratamiento térmico, con valores de 2.2 mg/L por vía superficial y 9.4 mg/L por la vía subsuperficial. En el caso de los N-Amonio los valores máximos se muestran por vía superficial en el tratamiento B (2.7 mg/L), y por vía subsuperficial en el tratamiento D (5.9 mg/L).

Tabla 4-49. Máximas concentraciones de N-Nitratos y N-Amonio medidas a 0 y 12 cm en las muestras recolectadas durante las simulaciones de lluvia después de los tratamientos térmicos.

		N-Nitratos (mg/L)		N-Amonio (mg/L)	
Tratamiento	**Prof.**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**	**1ra Sim.**	**2da Sim.**
	0 cm	1.0	2.2	0.7	0.4
T.A*	12 cm	1.6	9.4	1.6	0.7
	0 cm	3.4	1.3	1.4	1.6
A	12 cm	2.3	3.2	2.3	1.4
	0 cm	2.4	0.5	3.2	2.7
B	12 cm	7.0	3.8	7.1	4.1
	0 cm	11.4	1.6	9.3	0.9
C	12 cm	9.4	4.8	9.4	2.8
	0 cm	5.3	0.3	4.5	0.6
D	12 cm	13.9	2.0	15.2	5.9

(*) T.A = Temperatura ambiente (sobre 20ºC).

Discusión.

El nitrógeno tiene una gran importancia en el suelo debido a que éste es uno de los principales nutrientes para las plantas y para los microorganismos, de aquí que el análisis de las pérdidas que se puedan ocasionar tras un incendio en el suelo sean de gran interés. Para poder comprender las pérdidas que se pueden originar de nitrógeno total en un suelo tras el fuego es importante conocer que este puede ser volatilizado a partir de los 200ºC, por lo que generalmente disminuye después del incendio (Carballas, 2003). La concentración de nitrógeno desciende después del fuego debido a que gran parte se volatiliza en forma de N_2 y se transforma en formas más complejas (Úbeda, 2001). Por otra parte, el nitrógeno inorgánico aumenta después de un incendio como consecuencia de la oxidación del nitrógeno orgánico,

este aumento suele, por lo general, ser en forma amónica o nítrica según el tipo de suelo, aunque predomina en un primer momento la forma amónica como ocurre en los suelos ácidos gallegos

En el caso de los suelos sometidos a los diferentes tratamientos térmicos, los resultados obtenidos muestran pérdidas de nitrógeno total a partir de los 200ºC y 67 grados-hora de calor aportado en los lixiviados obtenidos tras 150 mm de lluvia simulada con respecto los suelos no tratados térmicamente. Esta influencia de la temperatura en las perdidas nitrógeno se observa de manera clara en las cantidades lavadas durante la primera simulación de lluvia. Autores como Giovannini (1997) describen pérdidas de nitrógeno más acusadas cuanto más intenso sea el incendio, y fija los 450ºC como la temperatura determinante para la pérdida del 75% del nitrógeno por volatilización, por otro lado Dimitrakoupoulos *et al*. (1994) hacen referencia a intervalos de temperaturas más bajos (300-400ºC).

Un dato que no suele corresponder con la respuesta presentada por todos los suelos después de 150mm de lluvia simulada lo presenta el tratamiento C (410ºC y 278 grados hora), que muestra perdidas de nitrógeno muy similares a las de el tratamiento B, sometido a temperaturas inferiores (220ºC y 194 grados-hora). Este comportamiento podría hacernos pensar la importancia que revestiría la cantidad de calor aportada al suelo con respecto al comportamiento del nitrógeno, y no tanto la temperatura al que fue sometido, hecho que tendría que analizarse más afondo y que se desvirtúa del fin que se persigue con el presente estudio. No obstante, es importante destacar que el tratamiento térmico D, sometido a una temperatura similar (430ºC) y con un aporte de 470 grados-hora muestras perdidas por los lavados 1.6 veces superiores a los del tratamiento C, dato que podría hacernos intuir la importancia que podría tener la hipótesis planteada.

Por otra parte, el hecho de que no se vuelvan a reproducir durante la segunda simulación de lluvia el comportamiento de las pérdidas de las formas de nitrógeno observadas, podría ser debido al agotamiento de gran parte del nitrógeno total disponible por efecto del choque térmico, mostrándose mayores cantidades lavadas en el suelo no tratado térmicamente, que en los tratamientos A, B y C. De manera contraria en el caso del tratamiento D, sometido a un choque térmico superior, se siguen observando cantidades lavadas superiores debido quizás a que no fueron suficientes 150mm de lluvia simulada para lavar el nitrógeno disponible por la acción del tratamiento térmico.

Es de destacar, que los suelos sometidos al tratamiento térmico más intenso muestra a diferencia del conjunto del resto de los tratamientos mayores pérdidas por vía subsuperficial tanto en el N-Nitratos como en el N-Amonio, resultado que muestra la afectación que sufren las capas más profundas del suelo por efecto de la temperatura en la movilización de las formas de nitrógeno. De manera contraria, el descenso de las cantidades lavadas por vía superficial entre

los tratamientos C y D en el caso del N-Nitratos, y en los tratamientos B, C y D en el caso del N-Amonio puede evidenciar las perdidas por volatilización del nitrógeno conforme aumenta la intensidad del calentamiento.

En general, no se observa un patrón de comportamiento que permita intuir la mayor predominancia de una de las formas de nitrógeno (N-Nitratos y N-Amonio) en los suelos con respecto a la temperatura.

4.3.6.- Efectos de los tratamientos térmicos sobre la conductividad eléctrica de los lixiviados generados durante las simulaciones de lluvia.

Resultados.

Escorrentía superficial (0 cm de profundidad).

Los mayores valores de conductividad eléctrica se presentan durante la primera simulación de lluvia en las escorrentías superficiales generadas en los tratamientos C y D, sometidos a las mayores temperaturas (410-430ºC) y con mayores aportes de calor (278 - 470 grados-hora). Estos tratamientos tras presentar su máximo valor en las primeras alícuotas de lavado, experimentan un descenso a lo largo de la simulación hasta situarse ligeramente por encima de los valores de los otros tratamientos (Figura 4-75). Los suelos sometidos a tratamientos térmicos de 200-220ºC y con aportes de calor de 67-194 grados-hora registran valores de conductividad eléctrica superiores a los suelos no tratados térmicamente en la fase inicial del lavado, pero muestran un decrecimiento paulatino hasta valores inferiores (aproximadamente después de 40 mm de lluvia simulada) a los suelos no tratados térmicamente.

Durante la segunda simulación en los valores de conductividad eléctrica no se observan diferencias que nos permitan distinguir un patrón de comportamiento dependiente de la temperatura aplicada y de los grados de calor acumulados en los suelos tratados (A, B, C y D) y en los no tratados (T.A), salvo quizás en los primeros registros del tratamiento C donde se observan valores ligeramente más altos.

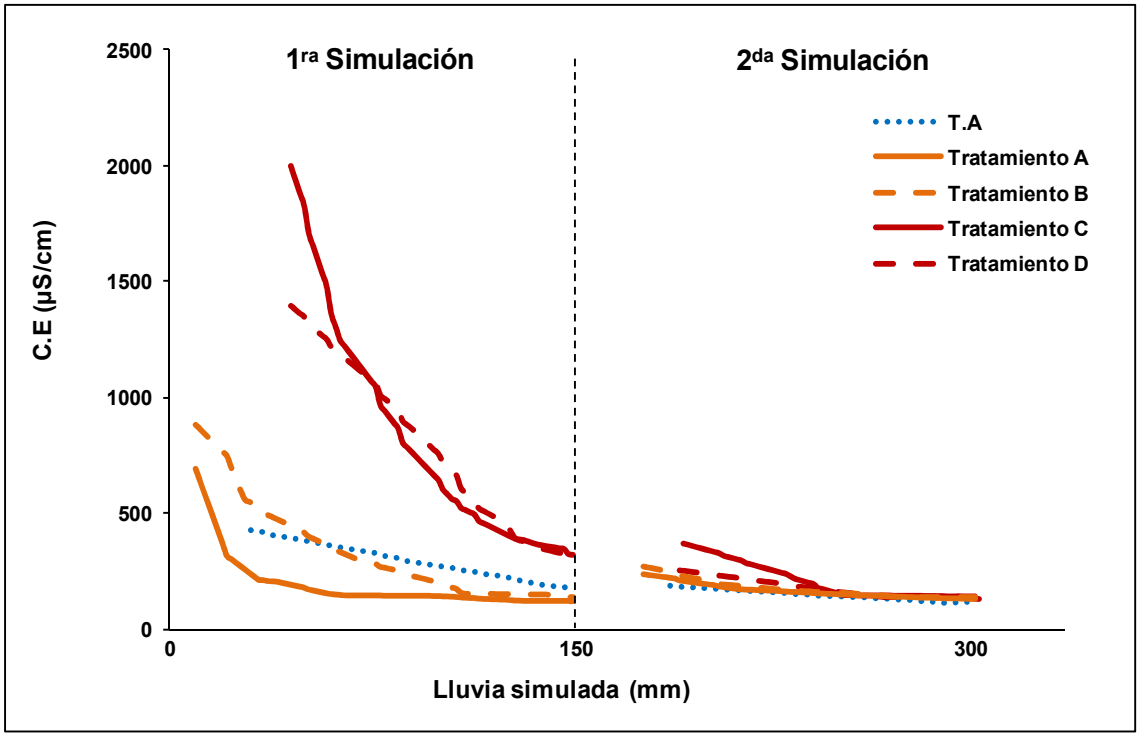


Figura 4-75. Evolución de la conductividad eléctrica en las escorrentías superficiales generados durante las dos simulaciones.

Escorrentía subsuperficial (12cm de profundidad).

La tendencia de las escorrentías subsuperficiales (Figura 4-76) tiende a ser muy similar entre los suelos sometidos a tratamiento térmico, solo se aprecia disparidad en el tratamiento A (200ºC - 67 grados-hora de calor acumulados) que muestra un comportamiento más parecido al de los suelos no tratados térmicamente (T.A). Comparando la evolución de la conductividad eléctrica en las escorrentías superficiales y subsuperficiales se observa primeramente que ambas muestran similitud y dependencia en su comportamiento con la temperatura aplicada y grados-hora acumulados. En segundo lugar los valores registrados en las primeras alícuotas de las escorrentías subsuperficiales son superiores respecto a las superficiales para los tratamientos B, C y D, mientras que en los suelos no tratados térmicamente se presentan valores similares. Por otra parte, es notaria la marcada diferencia entre los tratamientos B y C (410-430ºC) y los tratamientos A y B (200 - 220ºC) en las escorrentías superficiales, especialmente en estos últimos tratamientos donde él A se sitúa por debajo de los valores del tratamiento T.A, y el B muy por encima.

Durante la segunda simulación de lluvia el comportamiento de la conductividad eléctrica tiende a ser parecido al mostrado por las escorrentías superficiales, salvo que en esta presentan valores más altos.

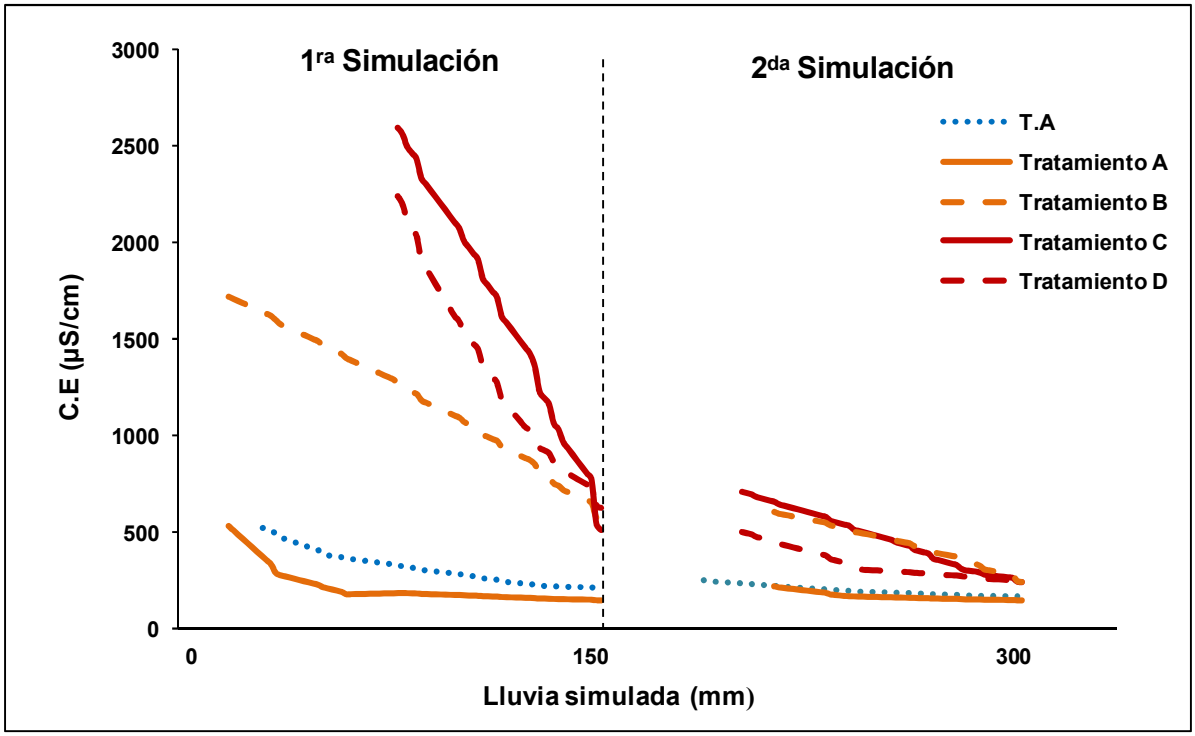


Figura 4-76. Evolución de la conductividad eléctrica en las escorrentías subsuperficiales generados durante las dos simulaciones.

Discusión.

La conductividad eléctrica en los lixiviados de los diferentes tratamientos muestra un comportamiento dependiente de la temperatura aplicada y de los grados-hora aportados. Esta conducta está relacionada con el incremento en la disponibilidad de los diferentes iones debido al aumento de la temperatura que experimentan las capas superficiales del suelo, y que provoca alteraciones, sobre todo, en la accesibilidad en muchos constituyentes del suelo. Trabajos como los de Hernández *et al.* (1997) explican que los aumentos de la conductividad eléctrica en suelos quemados son más acentuados en donde fue más intensa la quema, y que estos son debidos a los aumentos en la cantidad de iones inorgánicos solubles generados por la combustión de la materia orgánica. Kutiel & Shaviv (1989) también encuentran aumentos significativos en la conductividad eléctrica y en los cationes solubles en agua inmediatamente después de ser quemados los suelos.

De todas formas los incrementos en la conductividad eléctrica de los lixiviados generados en las diferentes muestras se puede justificar con los resultados obtenidos en el apartado anterior, donde las mayores pérdidas de cationes se presentan en los suelos tratados térmicamente. Soto & Díaz-Fierros (1993) en estudios con suelos gallegos demostraron que incrementos de temperatura en el intervalo 25-380ºC aumentan la solubilidad al agua de los cationes divalentes (Ca^{+2} y Mg^{+2}) y disminuyen, en cambio la de los monovalentes (Na^{+}, K^{+}). En el caso de las muestras obtenidas del agua que infiltró podemos notar un comportamiento similar al de las muestras superficiales pero con valores medios superiores.

Por otra parte, la disminución en la conductividad eléctrica a lo largo de la simulación de lluvia puede atribuirse al proceso de lavado, donde se produce el agotamiento de los iones movilizados por el aumento de la temperatura experimentado por los suelos. Esto se evidencia aun con mayor énfasis al final de la primera simulación de lluvia y durante la segunda donde los valores tienden a igualarse en todas las muestras (tratadas térmicamente y no tratadas).

4.3.7. Efectos de los tratamientos térmicos en la concentración de hidrogeniones de los lixiviados generados durante las simulaciones de lluvia.

Resultados.

Escorrentía superficial (0 cm de profundidad).

En los lixiviados generados en la primera simulación de lluvia (Figura 4-77$^{(a)}$) se pueden observar las mayores concentraciones de hidrogeniones en los suelos no sometidos a tratamiento térmico (lo que se traduce en pH más bajos). Los tratamientos térmicos a temperaturas de 200-220ºC y 67-194 grados-hora aportados (tratamientos A y B) presentan concentraciones de hidrogeniones inferiores a los de los suelos no tratados, y superiores a los tratados a temperaturas de 410-430ºC y 278-470 grados-hora aportados (Tratamientos C y D). Este comportamiento continua durante la segunda simulación aunque las diferencias entre las distintas muestras de suelos es menos acentuada.

En la figura figura 4-77$^{(b)}$ donde se muestran los valores como pH, podemos observar de manera más clara que en las muestras sometidas a tratamientos térmicos los pH más altos se presentan en las primeras alícuotas muestreadas, para posteriormente estabilizarse en torno a 8.3 - 8.6 en los tratamientos C y D, y 7.1 -7.2 en los tratamientos A y B. Aunque en la segunda simulación la variación de los pH es menos acentuada en todas las muestras de suelo, aun se siguen manteniendo diferencias dependientes de la temperatura a las que fueron sometidos, mostrando al final de la simulación de lluvia menores variaciones tras el lavado (pH que van desde 6.9 a 7.7).

Escorrentía subsuperficial (12 cm de profundidad).

En el caso del comportamiento de la concentración de hidrogeniones durante la primera simulación (Figura 4-78$^{(a)}$), se observa que existen pocas diferencias entre las muestras a las que se les aplicó el tratamiento térmico (A, B, C y D). En la figura 4-78$^{(b)}$ se puede observar de manera diferenciada que en los suelos sometidos a temperaturas de 200-220ºC, 67-194 grados-hora aportados, los valores de pH son más altos durante la primera fase de la simulación de lluvia, este comportamiento desaparece para terminar convergiendo al final del proceso de lavado. En el caso de las muestras no tratadas térmicamente la concentración de hidrogeniones es mayor durante todo el proceso de lavado con respecto a las muestras

tratadas, presentando las mayores concentraciones en la fase inicial y con un decrecimiento progresivo hasta el final de la simulación.

La segunda simulación muestra a diferencia de la primera una convergencia más marcada en todos los suelos (tratados y no tratados) en la concentración de hidrogeniones. Este comportamiento se puede apreciar mejor en la figura 4-78$^{(b)}$, donde se puede notar que aunque es muy marcada la convergencia, el pH de los suelos no tratados térmicamente se encuentran por debajo al de los suelos tratados.

Discusión.

La concentración de hidrogeniones en los lixiviados de las muestras sometidas a los choques térmicos presentan valores dependientes de la temperatura aplicada, mostrando mayores concentraciones en los suelos no quemados y disminuyendo las concentraciones conforme aumenta la temperatura a la que se sometió el suelo. Este comportamiento es en general el más común en los suelos quemados que cita la bibliografía, y se produce como consecuencia de la reducción de ácidos orgánicos y de la acumulación de cenizas ricas en óxidos y en carbonatos de iones básicos como lo describe Carballas (2003). De todas formas, esta misma autora pone en evidencia de que no es el comportamiento más común en los suelos ácidos gallegos, debido a su alto poder amortiguador y su gran contenido en materia orgánica, por lo que no suelen disminuir mucho su concentración en hidrogeniones tras el fuego. Factores como la lluvia caída después del incendio pueden determinar el aumento o no del pH dependiente del lavado de los diferentes cationes, o la recuperación de la materia orgánica que puede frenar el incremento del pH.

Aunque el comportamiento experimentado en los lixiviados de las diferentes muestras, es el que se recoge en estudios de diferentes autores en suelos quemados (Kutiel & Shaviv, 1989; Giovannini, 1994, 1997; Dimitrakkoupoulos, 1994; Hernández *et al*., 1997), estos no son los esperados para el tipo de suelo estudiado y difieren con los obtenidos en las cuencas analizadas durante el período 2005-2007, sobre todo en los lixiviados obtenidos en las escorrentías superficiales que presentan menores concentraciones de hidrogeniones conforme aumenta la temperatura, y que es más evidente en los tratamientos C y D, debido a la alta alcalinidad de las cenizas que se generaron por el choque térmico.

De todas formas trabajos como los de Giovannini (1994) pueden explicar el comportamiento del pH en las dos intensidades utilizados en los choques térmicos. Este autor sometiendo suelos a diferentes intervalos de temperatura concluye que existen dos umbrales, uno por debajo de los 220ºC donde comienza la destrucción de la materia orgánica, que hace que descienda la CIC del suelo y como resultado de la liberación de iones acidificantes se produce la disminución del pH del suelo y, un segundo por encima de los 440 ºC donde sigue disminuyendo la CIC, pero con un aumento del pH producto de la formación de óxidos y perdida del grupo hidroxilo.

En el caso del comportamiento de la concentración de hidrogeniones en las muestras obtenidas en las infiltraciones a 12cm de profundidad, se observa que existen pocas diferencias entre ellas, es decir que existe una convergencia entre los suelos sometidos a las dos intensidades en los tratamientos térmicos y en los suelos no tratados. Este comportamiento, en los suelos sometidos a choques térmicos, se debe al efecto amortiguador del suelo al retener elementos que favorecieron el aumento inicial que experimentaron los suelos por el fuego (Carballas, 2003). Es importante destacar, que estos resultados muestran una conducta más parecida a la esperada en suelos del tipo estudiado afectados por el fuego, no obstante, las condiciones del calentamiento y de laboratorio podrían no reproducir íntegramente los procesos que intervienen en la disminución del pH de suelos ácidos en zonas de clima templado húmedo.

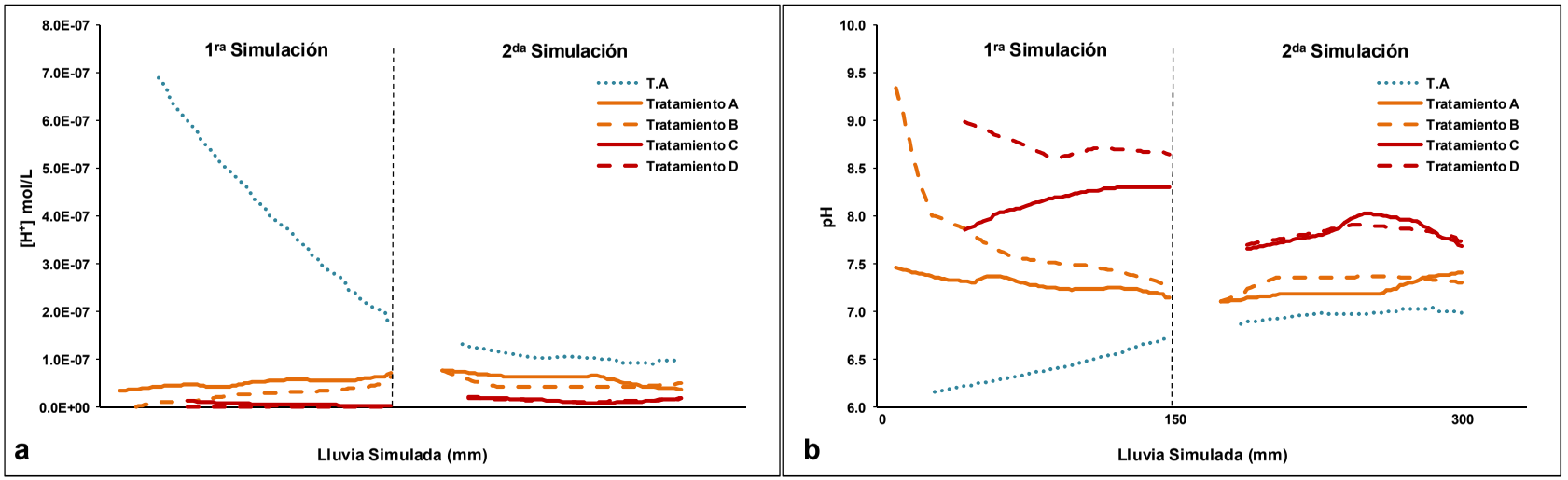


Figura 4-77. Evolución de las concentraciones de hidrogeniones (a) y del pH (b) en las escorrentías superficiales generadas durante las dos simulaciones.

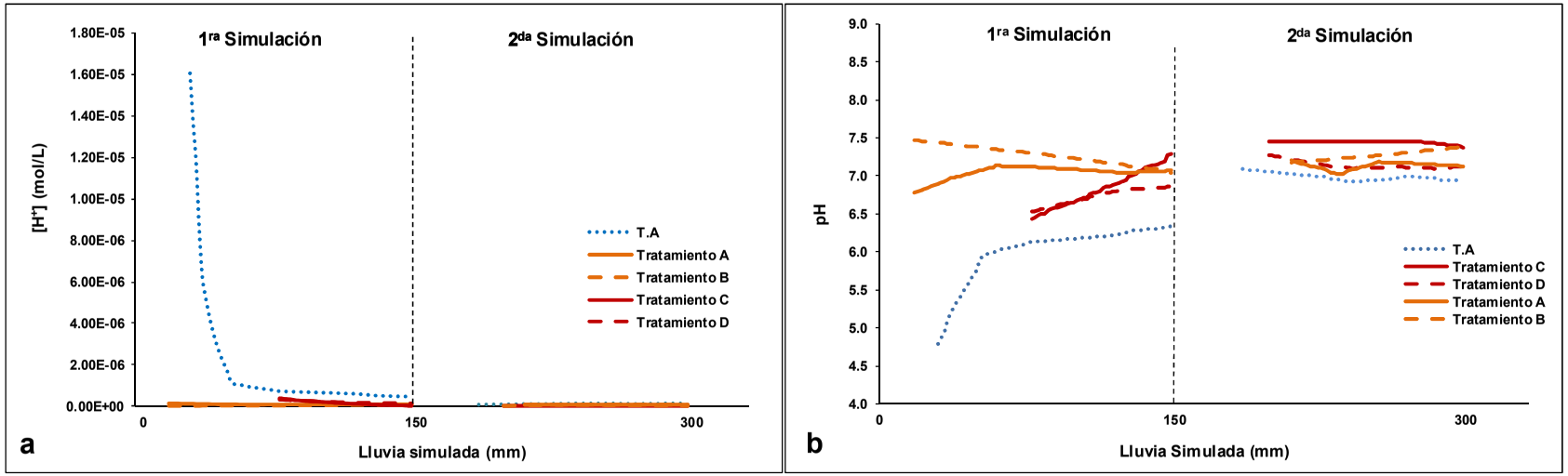


Figura 4-78. Evolución de las concentraciones de hidrogeniones (a) y del pH (b) en las escorrentías subsuperficiales generadas durante las dos simulación.

4.3.8- Discusión general.

La utilización de lluvia simulada, en el laboratorio, sobre grandes muestras de suelos tomadas con preservación de sus condiciones naturales se muestra como un procedimiento muy útil para estudiar los procesos de lavado de sustancias en suelos sometidos a choque térmicos similares a los que se producen en los incendios forestales. Sus posibilidades de control de la lluvia y de la severidad del fuego, así como el mantenimiento de unas condiciones similares a las naturales, lo sitúan en una posición intermedia entre los clásicos estudios de laboratorio y los estudios de campo con parcelas. Este método puede ofrecer en el futuro amplias posibilidades de investigación, hasta ahora muy poco exploradas.

En la caracterización del choque térmico sobre el suelo de los incendios forestales es importante considerar, además de la temperatura, la cantidad de calor aportada al suelo que, entre otros parámetros, está fuertemente influida por su contenido de humedad. La utilización de los grados-hora acumulados a diferentes profundidades ofrece un método sencillo para estimar la cantidad de calor aportada al suelo por un incendio.

Las experiencias de simulación de lluvia muestran que dos episodios de simulación, cada uno de 150 mm., son suficientes para lavar la mayor parte de los cationes liberados por el choque térmico. Incluso, para los cationes divalentes, bastaría con un primer episodio para lavar más del 75% de los cationes. Se aprecian diferencias significativas en la respuesta de los cationes al lavado después de choques térmicos de severidad creciente. Los monovalentes comienzan a incrementar su lavado de forma neta a partir de los 200ºC y los 67.59 grados-hora, mientras que los divalentes lo hacen a partir de los 220 ºC y los 194.62 grados-hora. En general, a medida que se incrementa la severidad del choque térmico, dentro de los niveles analizados en este estudio, aumenta la cantidad de cationes lavados. Sin embargo, en las condiciones intermedias de severidad se aprecia una disminución del lavado, que es más acusada en los monovalentes. Este hecho, reseñado ya por otros autores (Soto & Díaz-Fierros, 1993; Giovannini *et al*., 1990), precisa mayores estudios para un mejor conocimiento de sus causas.

Expresadas las pérdidas de cationes por lavado en kg/ha se encuentra que estos valores oscilan de 3.6 a 61.4 que no se alejan demasiado de las pérdidas determinadas en la bibliografía y en este estudio. El orden de pérdidas decreciente sería el siguiente: calcio, potasio, sodio y magnesio.

Desde un punto de vista aplicado, estas pérdidas, no parecen revestir graves problemas para el medio acuático. Sin embargo, sus consecuencias sobre la fertilidad del suelo son importantes pues suponen reducciones en los cationes de cambio del orden del 80%..

Las pérdidas de nitrógeno por efecto de la temperatura se presentaron desde los 200ºC y 67 grados-hora de calor aportado en los lixiviados generados con 150 mm de lluvia simulada,

estas pérdidas se incrementaron conforme aumenta la temperatura. Los resultados nos muestran que quizás el calor aportado al suelo pueda influir en el aumento de las pérdidas de nitrógeno, este hecho se corrobora con suelos sometidos a temperaturas similares (410 y 430ºC) y con grados-hora aportados distintos (278 y 470) que registraron pérdidas superiores (1.6 veces) en los lixiviados generados tras la lluvia simulada. De todas formas este comportamiento tendría que ser motivo de un estudio mas a detalle que pudiera afirmar a diferentes grados de calor hora estas pérdidas.

En el caso del comportamiento de la conductividad eléctrica y el pH se observa un comportamiento dependiente de la temperatura aplicada al suelo, mostrándose aumentos de estos parámetros conforme aumenta la temperatura a la que fue sometido. Un dato relevante de gran interés es el comportamiento del pH en el tipo de suelo estudiado, que presenta mayores valores en los lixiviados generados con lluvia simulada respecto a los esperados y obtenidos en las cuencas estudiadas. .Este hecho puede llevar a pensar que en el caso del pH quizás no se puedan reproducir en laboratorio todas las condiciones que hacen que el comportamiento general de los suelos ácidos ricos en materia orgánica de zona templada húmeda, no aumente o presente valores inferiores por efecto del fuego. Comparación de las concentraciones de los nutrientes en las cuencas analizadas durante los períodos 2005-2007 y 2007-2009 con las de las simulaciones de lluvia en microcosmos.

Al comparar las concentraciones máximas y mínimas de los nutrientes determinados en las cuencas analizadas y los obtenidos a nivel de microcosmos (Tabla 4-50), se observa que los nutrientes determinados a nivel de cuenca son mucho menores Estas diferencias, si las expresamos como la relación entre los promedios de los máximos y mínimos de cada parámetro en las dos escalas analizadas (cuenca - microcosmos), revelan valores hasta 93 veces más altos en el caso del calcio, 37 veces en el potasio, 11 veces en el magnesio y de 3 veces en el sodio y los nitrato. En el caso de las cuencas no afectadas por el fuego se muestran también diferencias en las dos escalas aunque de menor magnitud.

Tabla 4-50. Concentraciones máximas y mínimas en mg/L registradas en las cuencas analizadas durante los períodos 2005-07 y 2007/09, y en las simulaciones de lluvia a nivel de microcosmos.

	2005-2007				2007-2009				Microcosmos			
	Cuencas quemadas		Cuencas no quemadas		Cuencas quemadas		Cuencas no quemadas		Tratamiento térmico		Sin tratamiento térmico	
	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.
Na^{+}	7.2	30.3	4.3	20.1	6.8	10.3	7.7	10.6	10.4	115.9	12.1	24.7
K^{+}	0.2	3.2	0.2	1.1	0.3	0.9	0.4	0.8	4.3	122.3	18.4	90.5
Ca^{+2}	0.4	3.1	0.3	1.2	0.3	1.3	0.2	0.8	0.0	325.3	0.0	3.5
Mg^{+2}	0.6	5.3	0.8	1.6	0.8	1.7	0.9	1.3	2.0	61.2	1.7	7.6
NO_3^{-}	0.1	19.0	0.5	4.9	1.9	9.0	1.5	3.5	0.2	61.0	0.5	7.7

Estas diferencias que se presentan en ambas escalas de estudio pueden interpretarse a partir de la hipótesis de que lo que ocurre a nivel de microcosmos puede ser equivalente a lo que sucede a nivel del suelo (Figura 4-79). Las concentraciones de estas aguas de escorrentía superficial y subsuperficial se verían afectadas por procesos de atenuación que pueden atribuirse al efecto amortiguador o efecto barrera que ejerce la vegetación superficial, o a reacciones más complejas que pueden ocurrir cuando interactúan con el complejo de cambio del suelo y que son más notorias en el caso de los cationes, sobre todo en el calcio y el potasio, y menos acentuadas en los aniones.

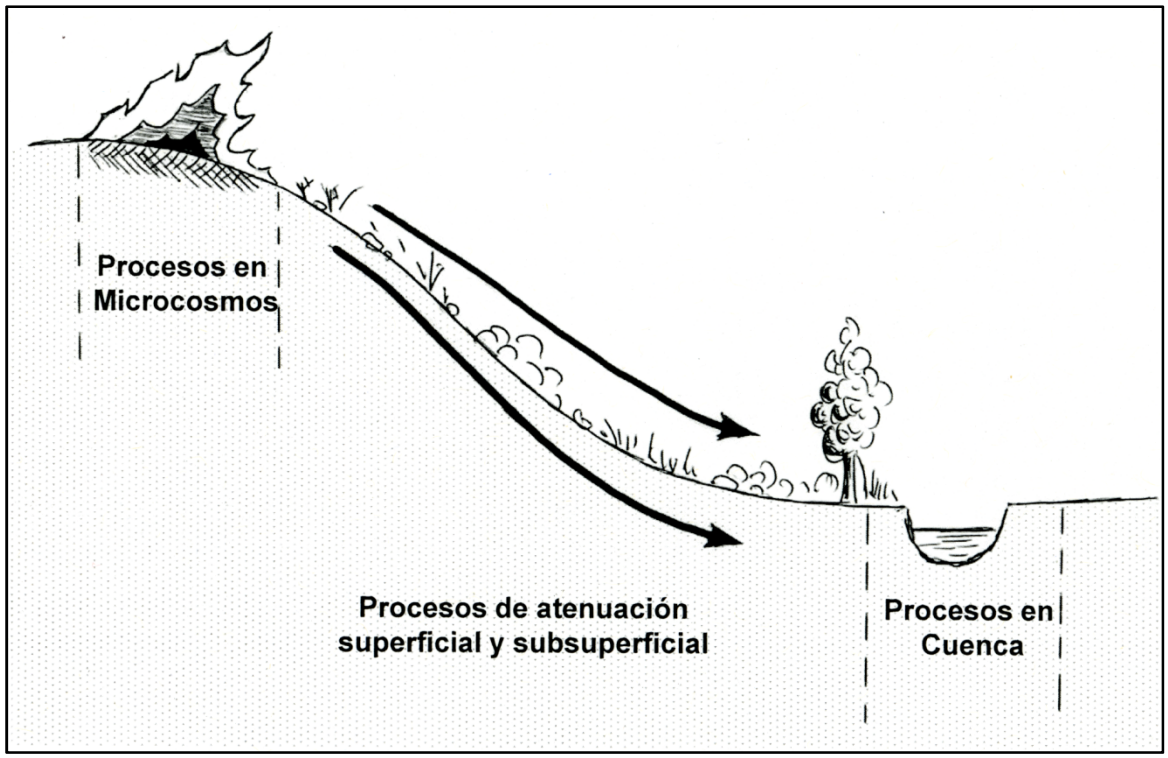


Figura 4-79. Diferencias entre los procesos en microcosmos y cuenca que afectan la composición química de los lixiviados generados.

5.- Conclusiones / Conclusions

Conclusiones

A continuación se presentan las conclusiones más relevantes de los resultados obtenidos en el desarrollo de esta tesis doctoral:

Conclusiones derivadas de la repercusión de los incendios forestales en los procesos hidrológicos:

1ª.- El incendio forestal de 2007 repercutió en los coeficientes de escorrentía anual de la cuenca quemada durante el período 2008-2009 - 2010-2011, mostrando un coeficiente de escorrentía de 0.62, valor mayor respecto a su análoga no quemada que mostró durante el primer año 0.50, efecto que se mantiene durante el segundo año registrando valores de 0.59 y 0.48 respectivamente, e igualándose en el tercero con valores de 0.49.

2ª.- Se presentan diferencias claras durante los tres años de estudio en los caudales máximos y medios de las cuencas pareadas, con valores superiores de caudal en la cuenca quemada. Estas diferencias son notorias durante los dos primeros años después del incendio y disminuyen durante el último año, donde las relaciones entre ambas cuencas, muestran que en el caso de los caudales máximos decrecen de 1.8 veces a 1.4, y en el caso de los caudales medios de 1.5 a 1.3.

3ª.- La descomposición de las componentes basal y superficial de las cuencas analizadas, pone en manifiesto la importancia de la recarga subterránea en el régimen de ambos ríos, donde este representa tanto en la cuenca quemada como no quemada más del 70% de la escorrentía total.

4ª.- La escorrentía superficial en las cuencas analizadas muestra que, la cuenca quemada sólo presenta ligeras diferencias, en comparación con la no quemada. Este hecho quizás se deba al efecto barrera de la vegetación de ribera no afectada por el incendio ó a la necesidad de un análisis a menor escala que permita analizar a mas detalle su comportamiento (análisis de eventos individuales).

5ª.- En el caso de la escorrentía basal, la cuenca quemada refleja con claridad que el incendio forestal afectó al comportamiento de las misma, incrementándolo, este hecho se presenta de manera clara durante las épocas de estiaje y mucho más acentuada durante el primer año de estudio, donde el caudal base de la cuenca quemada es superior al de la no quemada, disminuyendo la diferencia en el segundo año y prácticamente igualándose durante el tercero.

Conclusiones derivadas del efecto de los incendios forestales sobre la composición química de las aguas superficiales en cuencas.

6ª.- Respecto a las diferencias que se presentan en la química del agua por efecto del incendio entre las cuencas analizadas durante los período 2005-2007 y 2007-2009, es de destacar que, la ubicación del primer grupo de cuencas en zona más abierta al mar, justifica el incremento de estas en cationes de origen marino, en relación al segundo grupo de cuencas ubicado en una zona más protegida

7ª.- La mayor parte de los parámetros de las cuencas analizadas durante los años 2005-2007 (conductividad eléctrica, nitrógeno y cationes) experimentan un incremento de 1.5 a 5 veces en las cuencas quemadas frente a las concentraciones de las que no experimentaron el efecto del fuego. Este incremento es consecuencia, en primer lugar, de la movilización de nutrientes que se produce en el suelo y la vegetación quemada como consecuencia del incendio que por su severidad (de moderada a fuerte) tiene efectos importantes sobre estos procesos.

8ª.- Las formas de nitrógeno dominantes en el agua movilizadas por el incendio son los nitratos fundamentalmente y en bastante menor proporción el nitrógeno total y el amonio, Refiriéndonos al comportamiento de los nitratos se puede observar en las cuencas quemadas un incremento de su concentración en los meses correspondientes a las primeras lluvias del otoño como es como es normal en las zonas de clima mediterráneo. Este N-Nitratos correspondería al que se lava a partir del nitrógeno movilizado durante los meses de verano a partir de la materia orgánica del suelo por efecto de la temperatura.

9ª.- Las cuencas pareadas estudiadas en los años 2007-2009 solo parecen evidenciar el efecto del incendio en la química del agua, con los nitratos y el calcio, cuyas concentraciones reflejan incrementos significativos en la cuenca quemada durante el primer año con respecto a la cuenca de referencia. Estas escasas diferencias pueden atribuirse al efecto de barrera que genera la vegetación no quemada que existe en la proximidad del cauce.

10ª.- Un dato singular de este estudio de las cuencas analizadas durante los años 2005-2007, aparece en la disminución del pH del agua de las cuencas quemadas, atribuible al desplazamiento de hidrogeniones en el complejo de cambio, a la materia orgánica disuelta en el agua y/o a la oxidación del amonio a nitratos. La mayor parte de los estudios recogidos en la bibliografía sobre cuencas quemadas registran comportamientos contrarios (incrementos en el pH).

11ª.- Expresadas las pérdidas en las cuencas de los diferentes nutrientes por lavado en kg/ha se encuentra que estos valores oscilan en las cuencas quemadas analizadas durante el período 2005-2007 entre 120.5 a 192.1 para el sodio, 4.7 a 5.5 para el potasio, 7.7 a 9.4 para el

calcio, 13.2 a 20.8 para el magnesio, 17.5 a 21.5 para los nitratos, y en la no quemadas entre 108.2 a 116.8 para el sodio, 3.9 a 4.1 para el potasio, 5.5 a 6.3 para el calcio, 9.6 a 11 para el magnesio, 12.2 a 13.2 para los nitratos. En el caso de las cuencas pareadas analizadas durante el período 2007/2009 se registraron en la cuenca quemada pérdidas de 97.2 para el sodio, 4.6 para el potasio, 8.3 para el calcio, 11.8 para el magnesio, 44.6 para los nitratos, y en la no quemadas pérdidas de 102.3 para el sodio, 5.1 para el potasio, 6.5 para el calcio, 10.9 para el magnesio, y 25.6 para los nitratos.

Conclusiones derivadas de la simulación a nivel de microcosmos de las condiciones de un incendio forestal en muestras de suelo inalteradas.

12ª.- En la caracterización del choque térmico sobre el suelo de los incendios forestales es importante considerar, además de la temperatura, la cantidad de calor aportada al suelo que, entre otros parámetros, está fuertemente influida por su contenido de humedad. La utilización de los grados-hora acumulados a diferentes profundidades ofrece un método sencillo para estimar la cantidad de calor aportada al suelo por un incendio.

13ª.- De los resultados del empleo del color como indicador de la intensidad de los incendios en el suelo, se puede deducir que entre los parámetros de color analizados el *Hue* Munsell y h_{ab} CIELAB, son los que marcan la diferencia entre incendios de intensidad baja (200-220ºC) y alta (410-430ºC). A este respecto los resultados son prometedores y futuros estudios podrían ir dirigidos al establecimiento de intervalos más estrechos de temperatura que permitan obtener información acerca de los cambios de los compuestos de hierro y la materia orgánica, completado este análisis con datos físicos, químicos y mineralógicos

14ª.- Las pérdidas de nitrógeno por lavado por efecto de la temperatura en los lixiviados generados se presentaron desde los 200ºC y 67 grados-hora de calor aportado, y se mantienen de forma creciente hasta los tratamientos más intensos. En el caso especifico del N-Nitratos y el N-Amonio, no se observa un patrón de comportamiento que permita intuir una mayor proporción de una de ellas respecto a otra en los suelos respecto a la temperatura.

15ª.- En el caso de la conductividad eléctrica y el pH se observa un comportamiento dependiente de la temperatura aplicada al suelo, mostrándose aumentos de estos parámetros conforme aumenta la temperatura a la que fue sometido. Un dato relevante es el comportamiento del pH del agua en los suelos quemados, que presenta mayores valores en los lixiviados generados a diferencia de lo que ocurría en las cuencas. Este hecho puede llevar a pensar que en el caso del pH quizás no se puedan reproducir en laboratorio todas las condiciones que hacen que el pH no aumente o presente valores inferiores por efecto del fuego como ocurre en las cuencas estudiadas.

16ª.- Las experiencias de simulación de lluvia muestran que dos episodios de simulación, cada uno de 150 mm., son suficientes para lavar la mayor parte de los cationes liberados por el choque térmico. Incluso, para los cationes divalentes, bastaría con un primer episodio para lavar más del 75 % de los cationes.

17ª.- Los cationes monovalentes comienzan a incrementar su lavado de forma neta a partir de los 200ºC y los 67.59 grados-hora, mientras que los divalentes lo hacen a partir de los 220 ºC y los 194.62 grados-hora. Este hecho establece la importancia que puede revestir el calor aportado al suelo frente a la temperatura, y la necesidad de un estudio mas a detalle que pudiera afirmar a diferentes grados de calor el aumento de estas pérdidas.

18ª.- A medida que se incrementa la severidad del choque térmico, dentro de los niveles analizados en este estudio (200-220ºC a 410-130ºC), aumenta la cantidad de cationes lavados. Sin embargo, en las condiciones intermedias de severidad se aprecia una disminución del lavado, que es más acusada en los monovalentes. Este hecho, reseñado ya por otros autores precisa mayores estudios para un mejor conocimiento de sus causas.

19ª.- Desde un punto de vista aplicado, las pérdidas de cationes, no parecen revestir graves problemas para el medio acuático. Sin embargo, sus consecuencias sobre la fertilidad del suelo son importantes pues suponen reducciones en los cationes del orden del 80%.

20ª.- Cuando se relacionan los datos obtenidos a nivel de microcosmos con los determinados en las cuencas, se observan mayores concentraciones en los nutrientes determinados a nivel de microcosmos respecto a los obtenidos a nivel de cuenca. Estas diferencias son atribuibles a que a nivel de cuenca se producen atenuaciones de la concentración debidas al efecto barrera que puede ejercer la vegetación superficial, o a reacciones más complejas en las escorrentías superficiales y subsuperficiales generadas cuando interactúan con el complejo de cambio del suelo.

Conclusions

The following is a summary of the most important conclusions from the results obtained in this doctoral research project.

Conclusions regarding the repercussions of forest fires on hydrological processes:

1st.- The forest fire that took place in 2007 affected the annual runoff coefficients in the burnt catchment in the hydrological years 2008/09 and 2010/11. The value of the runoff coefficient for the burnt catchment (0.62) was higher than the value for the unburned catchment (0.50) in the first year. This effect persisted in the second year, with values of respectively 0.59 and 0.48; by the third year, the value was the same (0.49) for both catchments.

2nd.- The mean and maximum streamflow rates were very different in the paired catchments during the three years of the study, with higher values of both in the burnt catchment than in the unburned catchment. The differences between the catchments were particularly large during the first two years after the fire, but were smaller in the third year. The ratio between the streamflow values in both catchments decreased from 1.8. to 1.4 for the maximum stream flow rates, and from 1.5. to 1.3 for the mean flow rates.

3rd.- The hydrograph separation in groundwater and surfacewater components in the study catchments revealed the importance of the groundwater recharge, which represented more than 70% of the total runoff in both catchments.

4th.- Only slight differences between the surface runoff in the burnt catchment and the unburned catchment were found an can be attributable to the fire. This may be due to a barrier effect of riparian vegetation unaffected by the fire, or may reflect the need for smaller scale studies for a more detailed analysis of individual events.

5th.- The baseflow was clearly affected by the forest fire as it was higher in the burnt catchment than in the unburned catchment. This was particularly evident during low flow periods. However, the difference between the catchments was less evident in the second year, and there was almost no difference in the third year.

Conclusions regarding the effect of forest fires on the chemical composition of the surface waters in the catchments under study.

6th.- As regards the differences in the chemical composition of the surface waters in the different catchments analyzed during the periods 2005-2007 and 2007-2009, the location of the first group of catchments in a coastal area explains the higher concentrations of cations of marine origin in these catchments than in a second group of catchments located in an inland area.

7th.- The values of most of the parameters (electrical conductivity, nitrogen and cation concentrations) were between 1.5 and 5 times higher in the burnt catchments than in the unburned catchments. The differences were mainly due to the mobilization of nutrients in the soil and vegetation affected by the fire, which because of its severity (moderate – high) exerted important effects on these processes.

8th.- The predominant nitrogen forms in the surface waters resulting from mobilization of compounds due to the fire were nitrates, followed by total Kejldahl nitrogen (TKN) and ammonium. The concentrations of nitrates increased during the period of the first autumnal rains, as expected in Mediterranean areas. The $N\text{-}NO_3^-$ is probably derived from nitrogen that is mobilized from the soil organic matter during the summer months as a result of temperature-related processes.

9th.- In the paired catchments studied in 2007-2009, the fire apparently only affected the concentrations of nitrates and calcium in the surface waters. In the first year after the fire, the concentrations of these compounds were significantly higher in the burnt catchment than in the unburned catchment.

10th.- The decrease in the pH of the surface waters in the burnt catchments was an unexpected finding, which may be attributed to the displacement of hydrogen ions in the exchange complex, the dissolution of organic matter in the water and/or to the oxidation of ammonia into nitrates. Most previous studies involving burnt catchments have reported increases in the pH of surface waters.

11th.- The losses of different nutrients by leaching, expressed in kg/ha, varied as follows in the catchments analyzed in the period 2005/07: in the burnt catchments the losses ranged from 120.5-192.1 for sodium, 4.7-5.5 for potassium, 7.7-9.4 for calcium, 13.2-20.8 for magnesium, 17.5-21.5 for nitrates; in the unburned catchments the losses ranged from 108.2-116.8 for sodium, 3.9-4.1 for potassium, 5.5-6.3 for calcium, 9.6-11 for magnesium, and 12.2-13.2 for nitrates. In the paired catchments analyzed during the period 2007/2009, the losses recorded in the burnt catchment were 97.2 for sodium, 4.6 for potassium, 8.3 for calcium, 11.8 for

magnesium, 44.6 for nitrates; in the unburned catchments the losses were 102.3 for sodium, 5.1 for potassium, 6.5 for calcium, 10.9 for magnesium, and 25.6 for nitrates.

Conclusions regarding the microcosm simulation of forest fire conditions in samples of unaltered soil.

12th.- When characterizing the thermal shock suffered by soil as a result of forest fire, it is important to consider, in addition to the temperature reached, the amount of heat supplied to the soil, which is strongly influenced by the moisture content. Measurement of the accumulated heat in degree-hours is a simple method of estimating the amount of heat supplied to a soil by a fire.

13th.- Evaluation of the use of colour as an indicator of the intensity of fires in soil revealed that the Munsell hue and CIELAB h_{ab} are the colour parameters that best distinguish between fires of low intensity (200-220ºC) and moderate intensity (410-430ºC). The results are promising in this respect, and future studies should focus on establishing the narrowest ranges of temperature that provide information about changes in iron compounds and organic matter; such studies should be complemented with physical, chemical and mineralogical data.

14th.- Temperature-related nitrogen losses in the leachates during the laboratory simulations occurred above 200ºC and 67 degree-hours of heat supplied, and increased with the intensity of heat treatment. In the case of N-nitrate and N-ammonia a behaviour pattern was not observed and exportation ratios related to the temperature cannot be estimated.

15th.- The changes in conductivity and pH depended on the temperature applied to the soil, and the values of these parameters increased as the temperature increased. Interestingly, the pH of the leachates generated by the simulated rainfall was higher than expected in response to the high temperatures. This suggests that laboratory-based simulations may not reproduce all of the conditions that cause the pH to remain unchanged or to decrease in response to fire, as was observed in the field.

16th.- The rainfall simulation experiments demonstrated that two rainfall episodes, each of 150 mm, are sufficient to leach most of the cations released by the thermal shock. A single event was even sufficient to leach more than 75% of the divalent cations.

17th.- Leaching of monovalent cations began to increase clearly above 200ºC and 67.59 degree-hours, while leaching of divalent cations did so above 220 ºC and 194.62 degree-hours. This shows the importance of the amount of heat supplied to the soil and also illustrates the need for a more detailed study to confirm the increase in these losses at different degree-hours of accumulated heat.

18th.- The amount of cations leached increased with the severity of the thermal shock, within the levels analyzed in the present study (200-220ºC to 410-430ºC). However, the leaching decreased under moderate conditions of fire severity, particularly for monovalent cations. This pattern, also reported by other authors, requires further study for a better understanding of the underlying causes.

19th.- From a practical point of view, the cation loss is not expected to have serious consequences for the aquatic medium. However, it will have serious effects on soil fertility as the decrease in exchange cations was of the order of 30%, and up to 50% in the case of magnesium. Such reductions occurred with intermediate levels of thermal shock (220ºC and 194.62 degree-hours) and did not increase further at higher levels.

20th.- The comparison between the results at microcosm scale and at catchment scale shows higher nutrient concentrations in the microcosm experiments. This differences can be attributable to all the processes that occur at catchment scale, like the barrier effect of the soil surface vegetation or more complex reactions due the interactions between the water from surface runoff and subsurface flow and the soil exchange complex.

6.- Bibliografía

Abu-Hamdeh, N.H., Reeder, R.C. (2000). Soil thermal conductivity: Effects of density, moisture, salt concentration, and organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1285-1290.

Agee, J.K. (1973). *Prescribed fire effects on physical and hydrologic properties of mixed-coniferforest floor and soil*. (Vol. Contrib. Rep. 143, pp. 57): Water resources Center Univ.

Almendros, G., González-Vila, F.J., Martin, F. (1990). Fire-induced transformation of soil organic matter from oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science* 149(3), 158-168.

Álvarez, M.A. (2000). *Análisis regional de frecuencia aplicado a las precipitaciones máximas y avenidas*. Tesis doctoral, Universidade de Santiago de Compostela, España.

Antelo, J.M., Arce, F. (1996). Características fisicoquímicas das augas superficiais. En *As Augas de Galicia* (pp. 353-446). Consello da Cultura Galega.

Aparicio, F.J. (2004). *Fundamentos de hidrología de superficie*. México, D.F.: Editorial LIMUSA.

APHA (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21 ed.). Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

Barnes, B. H. (1987). Roughness Characteristics of natural Channels. Washington: U.S Geological Survey.

Bautista, S., Mayor, A.G. (2010). Las cuencas de drenaje como herramienta para el estudio de los efectos de los incendios forestales. En A. Cerdà, A. Jordán (Ed.), *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales* (pp. 521). Valencia: LAIMPRENTA CG.

Bayley, S.E., Schindler, D., Beaty, K., Parker, B., Stainton, M. (1992). Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(3), 584-596.

Beadle, N.C.W. (1940). Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. *Journal of Ecology* 28, 180-192.

Belillas, C.M., Rodà, F. (1985). Efectos del fuego sobre el quimismo de los arroyos en cuencas de landa. *Orsis* 1, 101-111.

Belillas, C.M., Rodà, F. (1993). The effects of fire on water quality, dissolved nutrient losses and the export of particulate matter from dry heathland catchments. *Journal of Hydrology* 150(1), 1-17.

Benavides-Solorio, J.D.D., MacDonald, L.H. (2005). Measurement and prediction of post-fire erosion at the hillslope. *International Journal of Wildland Fire* 14, 457-474.

Bentley, J.R., Fenner, R.L. (1958). Soil temperatures during burner related to postfire seedbeds on woodland range. *Journal of Forestry* 56, 737-740.

Biederbeek, U.O., Campbell, C.A., Bowren, K.E., Schnitzer, M., Mciver, R.N. (1980). Effect of burning cereal straw on soil properties and grain yields in Saskatchewen. *Soil Science Society of America Journal* 44, 103-111.

Blake, W.H., Wallbrink, P.J., Droppo. I.G. (2009). Sediment aggregation and water quality in wildfire-affected river basins. *Marine and Freshwater Research* 60(7), 653-659.

Blandon, K.D., Silins, U., Wagner, M.J., Stone, M., Emelko, M.B., Mendoza, C.A., Devito, K.J., Boon, S. (2008). Wildfire impacts on nitrogen concentration and production from headwater streams in Southern Alberta's Rocky Mountains. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 2359-2371.

Boerner, R.E. (1982). Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *BioScience* 32, 187-192.

Boiten, W. (2000). *Hydrometry*. The Delft Lecture Note Series, A.A. Balkema.

Bouhier, A. (1979). *La Galice: essai geographique d'analyse et d'interpretation d'un vieux complexe agrarie*. La Roche-sur-Yon, Vendée: Imprimerie Yonnaise.

Bowen, R. (1992). *Surface Water, Applied Science*. London.

Brais, S., David, P., Ouimet, R. (2000). Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *Forest Ecology and Management* 137, 231-243.

Brass, J.A., Ambrosia, V.G., Riggan, P.J., Sebesta, P.D. (1996). Consequences of fire on aquatic nitrate and phosphate dynamics in Yellowstone National Park. En J.M. Greenlee (Eg.), Ecological Implications of Fire in Greater Yellowstone. Proceedings of the Second Biennial Conference on the Greater Yellowstone Ecosystem. Washington: International Association of Wildland Fire.

Braun-Blanquet, J. (1936). *Un problème économique et forestier de la garrigue languedocienne*. (Communication 35: 11-22). Station internationale de Géobotanique Méditerranéenne et Alpine.

Britton, D.L. (1991). Fire and chemistry of a South African mountain stream. *Hydrobiologia* 218, 177-192.

Butturini, A., Álvarez, M., Bernal, S., Vázquez, E., Sabater, F. (2008). Diversity and temporal sequences of forms fo DOC and NO_3^- discharge responses in an intermittent stream: Predictable or random succession?. *Journal of Geophysical Research* 113, GO3016.

Caldwell, T.G., Johnson, D.W., Miller, W.W., Qualls, R.G. (2002). Forest floor carbon and nitrogen losses due to prescription fire. *Soil Science Society of America Journal* 66, 262-267.

Calvo de Anta, R., Macías, F. (1993). Influence of geological material in the composition of surface waters of Galicia (NW Spain). Genesis of clay minerals. *Clay Minerals* 28, 285-296.

Calvo de Anta, R., Paz, A., Díaz-Fierros, F. (1979). Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación sobre la formación del suelo en Galicia: 2. Aportes por lavado de cubierta y Tronco. *Anales de Edafología 9-10* (XXXVIII), 1675-1961.

Capdevila, R., Floor, P. (1970). Les differents types de granites herciniens et leur distributions dans le aort ouest de l´Espagne. *Boletín Geológico y Minero*, 215-225.

Carballas, T. (2003). Os incendios forestais. En J. J. Casares (Ed.), *Reflexións sobre o medio ambiente en Galicia* (pp. 361-415). Santiago de Compostela: Xunta de Galicia ed.

Carignan, R., D'Arcy, P., Lamontagne, S. (2000). Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 105-117.

Casal, M., Basanta, M., García-Novo, F. (1984). *La regeneración de los montes incendiados en Galicia*. Santiago de Compostela: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela.

Castillo Rodríguez, G., Martínez Cortizas, A., Blanco Chao, R. (2006). O clima de Galicia. En L. Naranjo, Pérez Muñuzuri, V. (Ed.), *A Variabilidade natural do clima en Galicia* (pp. 19-91).

Cerdà, A., Marcos, E., Llovet, J., Benito, E., Pérez-Cabello, F., Úbeda, X., Jordán, A., Zavala, L.M., Ruiz-Sinoga, J.D. (2010). La lluvia simulada como herramienta para la investigación del efecto de los incendios forestales sobre los suelos. En A. Cerdà, Jordán, A. (Ed.), *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales* (pp. 45-83). Valencia.

Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., Willianms, D. (1983). *Fire in forestry. Vol. I, Forest fire behavior and effects*. New York: John Wiley & Sons.

Chapin, F.S. (1980). The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 11, 233-260.

Chessman, B.C. (1986). Impact of the 1983 wildfires on river water water quality in East Gippsland Victoria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 37(3), 399-420.

Chow, V.T., Maidment, D., Mays, L. (1994). *Hidrología aplicada*. McGRAE W-HILL.

CIE Publication 116-1995: CIE Publication 116-1995, Industrial Color-Difference Evaluation, CIE Central Bureau, Vienna (1995).

CIE Publication 142-2001: CIE Publication 142-2001, Improvement to Industrial Color Difference Evaluation, CIE Central Bureau, Vienna (2001).

Clark, R.T. (1994). *Statistical Modelling in Hydrology* (pp. 412). Chichester: Wiley.

Coelho, C.O.A., Ferreira, J.A.D., Boulet, A.K., Keizer, J.J. (2004). Overland flow generation processes, erosion yields and solute loss following different intensity fires. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* 37, 233-240.

Cook, L. (1939). A contribution to our information on grass burning. *South African Journal of Science* 36, 270-282.

Coskun, C. (2010). A novel approach to degree-hour calculation: Indoor and outdoor reference temperature based degree-hour calculation. *Energy* 35, 2455-2460.

Cromer, R.N., Vines, R.G. (1966). Soil temperatures under a burning windrow. *Australian Forestry Research* 2, 29-34.

De Ronde, C. (1990). Impact of prescribed fire on soil properties - Comparison with wildfire effects. En J.G. Goldammer, Jenkins, M.J. (Ed.), *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives* (pp. 127-136): SPB Academic Publishing bv.

De Vries, D.A. (1963). *Thermal properties of soil*. En W.R. Wijk (Ed.), *Physics of plant environment* (pp. 382). Amsterdam.

DeBano, L.F. (1981). *Water repellence soils: a state-of-the-art* (General Technical Report PSW-46) Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. U.S.D.A Forest Service.

DeBano, L.F. (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 231-232, 195–206.

DeBano, L.F., Mann, L.D., Hamilton, D.A. (1970). Translocation of hydrophobic substances into soil burning organic litter. *Proceedings - Soil Science Society of America* 34, 130-133.

DeBano, L.F., Rice, R.M. (1971). *Fire in management -its effect on soil* (Vol. 3): Bozeman, Mont. Aug.

DeBano, L.F., Savage, S.M., Hamilton, D.A. (1976). The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Proceedings* 40, 779-782.

DeBano, L.F., Eberlein, G.E., Dunn, P.H. (1979). Effects of burning on chaparral soils: I. Soil nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 43, 504-509.

DeBano, L.F., Baker, M.B., , Ffolliott Jr., P.F. (1998[a]). Evaluating the effect of fire on dissolved constituents in stream flow: A commentary. *Hydrology and water resources in Arizona and the southwest*, 33-38.

DeBano, L.F., Neary, D.G., Ffolliott, P.F. (1998[b]). *Fire's effects on ecosystems*. New York, NY: John Wiley and Sons.

DeBano, L.F., Neary D.G., Ffolliott, P.F. (2005). *Effects of fire on Soils*. En D.G. Neary, K.C. Ryan, L.F. DeBano (Ed.), *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water* (General Technical Report RMRS-GTR-42- volume 4). United States Deparment of Agriculture Forest Service.

Dekker, L.W., Ritsema, C.J. (1996). Variation in water content and wetting patterns in Dutch water pepellency peaty clay and clayey peat soils. *Catena* 28, 89-105.

Díaz-Fierros, F. (1997). *Rentabilidad de las actuaciones contra los daños ambientales de los incendios forestales.* Trabajo presentado en el Congreso Empresarial Técnico-Científico Forestal del Arco Atlántico, Silleda - Pontevedra.

Díaz-Fierros, F. (2003). As augas superficiais. En J. J. Casares (Ed.), *Reflexións sobre o medio ambiente en Galicia* (pp. 251-271). Santiago de Compostela: Xunta de Galicia ed.

Díaz-Fierros, F. (2006). Efectos ecolóxicos dos incendios forestais. En F. Díaz-Fierros, Baamonde, P. (Ed.), *Os incendios forestais en Galicia* (pp. 29-47). Santiago de Compostela: Consello da Cultura Galega, Sección de Ciencia, Técnica e Sociedade.

Díaz-Fierros, F., Calvo de Anta, R., González, P. (1982). As especies forestais e o solos de Galicia. Cad. Area. C. Agrarias. Seminario de Estudos Galegos (pp. 161): O Castro.

Díaz-Fierros, F., Benito, E., Pérez, R. (1987). Evaluation of the U.S.L.E for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW Spain). *Catena* 14, 189-199.

Diaz-Fierros, F., Benito, E., Vega, J.A., Castelao, A., Soto, B., Pérez, R., Taboada, T. (1990). Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). En J.G. Goldammer, Jenkins, M.J. (Ed.), *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives* (pp. 103-116): SPB Academic Publishing bv.

Díaz-Fierros, F., Núñez, A., López, E. (1993). *As concas fluviais de Galicia: características e riscos de contaminación difusa*. Santiago de Compostela: Universidade, Servicio de Publicacións e Intercambio Científico.

Dimitrakopoulos, A.P., Martin, R.E., Papamichos, N.T. (1994). A simulation model of soil heating during wildland fire. En M. Sala, Rubio, J (Ed.), *Soil erosion as a consequence of forest fires* (pp. 199-206). Logroño: Geoderma Ediciones.

Dissmeyer, G.E. (2000). *Drinking water from forests and Grasslands: A synthesis of the scientific literature*. Asheville, North Carolina: USDA Forest Service. Southern Research Station.

Doerr, S.H., Thomas, A.D. (2000). The roel of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from soils forest soils in Portugal. *Journal of Hydrology* 231-232, 134-147.

Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Blake, W.H., Chafer, C.J., Humphreys, G.S., Wallbrink, P.J. (2006). Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology* 319, 295-311.

Dunn, P.H., DeBano, L.F. (1977). *Fire´s effect on the biological properties of chaparral soils.* Paper presented at the International symposium on the enviromental consequences of fire and fuel management in Mediterranean climate ecosystems.

Dunne, T., Leopold, L. (1978). *Water in Environmental Planning*. New York: W.H. Freeman and Company.

Earl, S.R., Blinn, D.W. (2003). Effects of wildfire ash on water chemistry and biota in south-western U.S.A. streams. *Freshwater Biology* 48(6), 1015-1030.

Ersahin, S., Resit Brohi, A. (2006). Spatial variation of soil water content in topsoil and subsoil of a Typic Ustifluvent. *Agricultural Water Management* 83(1-2), 79-86.

Evans, C., Davies, T.D. (1998). Causes of concentration/discharger relationship hysteresis and its potential as tool for analysis of episode hydrochemistry. *Water Resources Research* 34, 129-137.

Everest, F.H., Harr, D. (1982). *Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western north america*. Portland, Oregon Forest Service, U.S. Deparment of Agriculture.

Fernández, C., Vega, J.A., Bara, S., Alonso, M., Fonturbel, T. (2011). Effects of the sequence wildfire-clearcutting-thinning on nutrient export via streamflow in a small *E.globulus* watershed in Galicia (NW Spain). *Forest Systems* 20(2), 218-227.

Fernández, S., Marquínez, J., Menéndez-Duarte, R. (2005). A suceptibility model for post wildfire soil erosion in a temperate oceanic mountain area of Spain. *Catena* 61(2-3), 256-272.

Ferreira, A.J.D., Coelho, C.O.A., Boulet, A.K., Lopes, F.P. (2005). Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 14, 401-412.

Fetter, C.W. (2001) Applied Hydrogeology (4th ed.) (pp. 598). Pearson Education International.

Floyd, A.G. (1966). Effect of fire upon weed seeds in the wet sclerophyll forests of northern N.S.W. *Australian Journal of Botany* (14), 243-247.

Font, I. (2000). *Climatología de España y Portugal* (2da ed.). Salamanca.

Gallarher, B., Koch, R., Mullen, K. (2002). Quality of storm water runoff at Los Alamos National Laboratory in 2000 with emphasis on the impact of the Cerro Grande Fire. Los Alamos National Laboratory LA-13926.

García, C., Macías, F., Díaz-Fierros, F. (1977). Relación entre la composición química de las aguas superficiales y la mineralogía de los suelos de Galicia. *Acta Científica Compostelana XIV*, 337-363.

Gerla, P.J., Galloway, J.M. (1998). Water quality of two streams near Yellowstone Park, Wyoming following the 1988 Clover-Mist wildfire. *Environmental Geology* 36, 127-136.

Gibbs, R.J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science* 170, 1088-1090.

Gillman, G.P., Bruce, R.C., Davey, B.G., Kimble, J.M., Searle, P.L., Skjemstad, J.O. (1983). A comparison of methods used for determination of cation exchange capacity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* (14), 1005-1014.

Giovannini, G. (1994). The effect of fire on soil quality. En M. Sala, Rubio, J (Ed.), *Soil erosion as a consequence of forest fire* (pp. 15-27). Barcelona-Valencia: Geoforma Ediciones.

Giovannini, G. (1997). *The effect of fire on soil quality in physical and chemical aspects.* Paper presented at the Forest fire risk and management. Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards course, European Commission.

Giovannini, G., Lucchesi, L. (1983). Water-repellent substanceand aggregate stability in hydrophobic soil. *Soil Science* 135, 110-113.

Giovannini, G., Lucchesi, L., Giachetti, M. (1990). Effects of soil heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science* 149, 344-350.

Gluns, D.R., Toews, D.A.A. (1989). *Effect of a major wildfire on water quality of Southeastern British Columbia.* En D.F . Potts, W.W Woessner (Ed.), Proceedings of the Symposium on Hardwaters Hydrology. Water Resources Association Bethesda, MD.

González-Pelayo, O., Andreu, V., Campo, J., Gimeno-García, E., Rubio, J.L (2006). Hydrological properties of a Mediterranean soil burned with different fire intensities. *Catena* 68, 186-193.

Gray, N. (1994). *Calidad del agua potable : problemas y soluciones*. Zaragoza: Editorial Acribia.

Gresswell, R.E. (1999). Fire and Aquatic Ecosystems in Forested Biomes of North America. *Transactions of the American Fisheries Society* 128, 193-221.

Grier, C.C. (1975). Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferan ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 5, 599-607.

Guitián, F., Carballas, T. (1976). *Técnicas de análisis de suelos* (pp. 288). Santiago de Compostela: Editorial Pico Sacro.

Guitian, F., Méndez, J. (1961). Un nuevo método por aspersión para determinar la estabilidad de los agregados del suelo. *Agrochimica* 6, 30-41.

Hauer, F.R., Spencer, C.N. (1998). Phosphorus and nitrogen dynamics in streams associated with wildfire: a study of immediate and long-term effects. *International Journal of Wildland Fire* 8(4), 183-198.

Hem, J.D. (1986). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. *U.S Geological Survey water-supply paper* 2254, 272.

Heras, R. (1970). *Métodos prácticos para el estudio hidrológico completo de una cuenca*: Dirección General de Obras Hidráulicas. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid.

Hernández, T., García, C., Reinhardt, I. (1997). Shor-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils,* 25, 109-116.

Heyward, F. (1938). Soil temperatures during forest fires in the longleaf pine region. *Journal of Forestry* 36, 478-491.

Hindley, D.R. (1973). The definition of dry weather flow in river flow measurement. *Journal of the Institution of Water Engineers and Scientist* 27, 438-440.

Honeycutt, C., Zibilske, L.M., Clapham, W.M. (1988). Heat units for describing carbon mineralization and predicting net nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1346-1350.

Horwitz, P., Sommer, B. (2005). Water quality responses to fire, with particular reference to organic-rich wetlands and the Swan Coastal Plain: a review. *Journal of the Royal Society for Western Australia* 88, 121-128.

Hosking, J.S. (1938). The ignition at low temperatures of the organic matter in soils. *Journal of Agricultural Science* 28, 393-400.

Humphreys, F.R., Lambert, M.J. (1965). Soil temperature profiles under slash and log fires of various intensities. *Australian Journal of Soil Research* 1, 23-29.

IGME (1981). Memoria Mapa Geológico de España - Noya (1ra ed). Madrid: Servicio de Publicaciones Ministerio de Industria y Energía,.

Inbar, M., Tamir, M., Wittenberg, L. (1998). Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24, 17-33.

James, S.E., Pärtel , M., Wilson, S.D., Peltzer, D.A. (2003). Temporal heterogeneity of soil moisture in grassland and forest. *Journal of Ecology* 91, 234-239.

Kachanoski, R.G., Gregorich, E.G., Van Weswnbeeck, I.J. (1988). Estimating spatial variations of soil water content using noncontacting electromagnetic inductive methods. *Canadiense Journal of Soil Science* 68, 715-722.

Keeley, J.E. (1991). Seed germination and life history syndromes in the California chaparral. *Botanical Review* 57, 81-116.

Keeley, J.E., Zedler, P.H. (1978). Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seeding strategies. *The American Midland Naturalist Journal* 99, 142-161.

Khanna, P.K., Raison, R.J., Falkiner, R.A (1994). Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *Forest Ecology and Management* 66, 107-125.

Kittrick, J.A. (1969). Soil minerals in the Al_2O_3-SIO_2-H_2O system and a theory of their formation. *Clays and Clay Minerals* 17, 157-167.

Knighton, M.D. (1977). Hydrologic response and nutrient concentrations following spring burns in an oak-hickory forest. *Soil Science Society of America Journal* 41(3), 627-632.

Knoepp, J.D., DeBano, L.F., Neary, D.G. (2005). *Soil chemistry*: United States Deparment of Agriculture Forest Service.

Kornas, J. (1958). Succession régressive de la végétation de la garrigue sur calcaires compacts dans la montagne de la Gardiole prés de Montpellier. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 27, 563-596.

Kuhnholtz-Lordat, G. (1938). La terre incendiée. Essai d`agronomie comparée. La Maison Carrée, Nimes. 361.

Kuhnholtz-Lordat, G. (1958). L`ecran vert. *Mémoires du Muséum National d` Histoire Naturelle* 9,1-276.

Kundzewicz, Z.E., Robson, A. (2004). Change detection in hydrological records-a review of the methodology. *Hydrological Sciences Journal* 49, 7-19.

Kutiel, P., Shaviv, A. (1989). Effect of simulated forest fire on the availability of N and Pin mediterranean soils. *Plant and Soil* 120, 57-63.

Lane, P.N.J., Sheridan, G.J., Noske, P.J., Sherwin, C.B. (2008). Phosphorus and nitrogen exports from SE Australian forests following wildfire. *Journal of Hydrology* 361, 186-198.

Leopold, L.B. (1996). A view of the river, Cambridge (Massachussets). Harvard University Press.

Livingstone, D.A. (1963). *Chemical composition of rivers and lakes*: G. Data of Geochemestry. U.S. Geological Survey. Profesional Papers, nº 40G.

Lucchesi, S., Ansaldi, M., Giovannini, G. (1994). *Regeneration of Mediterranean maquis after passage of an experimental fire.* Logroño: Geoforma Ediciones.

Lushcheva, A.A. (1972). *Practichescaya hidrometria.* Leningrado: Hidrometeoisdat.

Lvovich, M.I. (1972). Hydrologic budget of continents and stimate of the balance of global fresh water resources. *Soviet Hydrology* 4.

Malmer, A. (2004). Streamwater quality as affected by wild fires in natural and manmade vegetation in Malaysian Borneo. *Hydrological Processes* 18, 853-864.

Martin, C., Chevalier, Y., Gimenez, H. (2000). Conséquences de l´incendie de forêt sur le fonctionnement hydrochimique. In C. Martin, J. Lavabre (Ed.), *Conséquences d'un incendie de forêt daus le bassins versant du Rimbaut* .Cemagref Editions.

Martin, D., Moody J. (2001). Comparison on soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrological Processes* 15, 2893-2903.

Masson, H. (1949). La température du sol au cours d´un feu de brousse au Senegal. *Bulletin Agricole du Congo Belge* 40, 1933-1940.

Mast, M.A., Clow, D.W. (2008). Effects of 2003 wildfires on stream chemistry Glacier National Park, Montana. *Hydrological Processes* 22, 5013-5023.

Mataix-Solera, J. (1999). *Alteraciones físicas, químicas y biologicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración.* Tesis Doctoral, Universidad de Alicante.

Mataix-Solera, J. (2001). Forest fire in Mediterranean environments and their effects on soils. Seminar in the University of Wales Swansea. Department of Geography.

McEachern, P., Prepas, E.E., Gibson, J.J., Dinsmore, W.P. (2000). Forest fire induced impacts on phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Boreal sub-arctic systems in northern Alberta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 73-81.

McGhie, D.A., Posner, A.M. (1980). Water repellence of heavy-textured western Australia surface soil. *Aust. For. Research* 18, 309-323.

McPherson, J.K., Muller, C.H. (1969). Allelopathic effects of *Adenostoma fasciculatum* <chamise> in the California chaparral. *Ecological Monographs* 39, 177-198.

Meybeck, M. (1979). Concentrations des eauxfluviales en éléments majeurs et apports en solution aux oceans. *Revue de Géologie Dynamique et de Géographie Physique* 21(3), 215-246.

Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282, 401-450.

Meybeck, M. (1987). Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *American Journal of Science* 287, 401-428.

Meybeck, M., Friedrich, G., Thomas, R., Chapman, D. (1992). Rivers. En D. Chapman (Ed.), *Water quality Asessments*. Londres: Chapman & Hall LTD.

Meybeck, M., Helmer, R. (1989). *The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. Palaeography, Palaecology*, nº 75, 283-309.

Minshall, G.W., Brock, J.T., Andrews, D.A., Robinson, C.T. (2001). Water quality, substratum and biotic responses of five central Idaho (USA) streams during the first year following the Mortar Creek fire. *International Journal of Wildland Fire* 10, 185-199.

Morin, J., Golberg, D., Seigner, I. (1967). A rainfall simulator with a rotating disc. *Transactions of ASAE* 8, 67-68.

Mouazen, A.M., Karoui, R., Deckers, J., Baerdemaeker, D., Ramon, H. (2007). Potential of visible and near-infraredspectroscopy to derive colour groups utilising the Munsell soil colour charts. *Biosystems Engineering* 97, 131-143.

Munsell Color Company (2000). Munsell soil color charts. Munsell Color, GretagMacbeth, New Windsor, NY.

Muscutt, A.D., Harris, G.L., Bailey, S.W., Davies, D.B. (1993). Bufferzones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 45, 59-77.

Neary, D.G., Currier, J.B. (1982). Impact of wildfire and watershed restoration on water quality in south Carolina`s Blue Ridge Mountains. *Southern Journal of Applied Forestry* 6, 81-90.

Neary, D.G., Ffolliott, P.F., Landsberg, J.D. (2005). *Fire and streamflow and regimes*. En D.G. Neary, K.C. Ryan, L.F. DeBano (Ed.), Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water (General Technical Report RMRS-GTR-42- volume 4). United States Deparment of Agriculture Forest Service.

Neary, D.G., Ice, G.G., Jackson, C.R. (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management* 258, 2269-2281.

Nishita, H., Haug, R.M. (1972). Some physical and chemical characteristics of heated soils. *Soil Science* 113, 422-430.

Novotny, V., Olem, H. (1994). *Water quality: Prevention identification and management of diffuse pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Nyberg, L. (1996). Spatial variability of soil water content in the covered catchment at Gardsjön, Sweden. *Hydrological Processes* 10, 89-103.

OMM (1990). *Guía de prácticas climatológicas*: Organización Metereológica Mundial Nº100. Ginebra, Suiza.

Pereiras, X. (2001). *Os incendios forestais en Galicia* (1 ed.). A Coruña: Baía Edicións.

Pérez, A. (1986). La red fluvial. Su importancia en el modelado. En M. P. De Torres Luna (Ed.), *Geografía de Galicia* (pp. 508). La Coruña: Xuntanza Editorial, S.A.

Petticrew, E.L., Owens, P.N., Giles, T.R. (2006). Wildfire effects on the quantity and composition of suspended and gravel-stored sediments. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 6(5-6), 647-656.

Prepas, E.E., Burke, J.M., Chanasyk, D.S., Smith, D.W., Putz, G., Gabos, S., Chen, W., Millions, D., Serediak, M. (2003). Impact of Wildfireon discharge and phosphorous export from the Sakwatamau watershed in the Swan Hills, Alberta, during the fisrt two years. *Journal of Environmental Engineering Science* 2, S63-S72.

Prieto-Fernández, S.V., M.C., Carballas, T. (1993). Short effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. *Soil Biology & Biochemistry* 25, 1657-1664.

Pruess, K. (1983). Day-degree methods for pest management *Environmental Entomology,* 12, 613-619.

Puertas J., Sánchez, M. (2000). *Apuntes de Hidráulica de Canales.* Llorenç Huguet Borén ed.

Rabadà, D., Gallart, F. (1993). Monitoring soil water content variability in the Cal Parisa basin (Alt Llobregat) with TDR. Experimental design and first results. *Acta Geológica Hispanica* 28, 85-93.

Raison, R.J., Stottlemyer, R. (1990). Considerations in modeling change in temperate forest nitrogen cycles. *Tree Physiology* 9, 209-225.

Ramanchandra, A., Hamed, K. (2000). *Flood frequency analysis*. New York: CRC Press LLC.

Ranalli, T.R. (2004). *A summary of the scientific literature on the effects of fire on the concentration of nutrients in surface water* (*O*pen-File Report 2004-1296 *).* U.S. Geological Survey .

Rasmussen, P.E., Rickman, R.W., Douglas, C.L. (1986). Air and soil temperatures during spring burning of standing wheat stubble. *Agronomy Journal* 78, 261-263.

Reiman, B.E., Clayton, J. (1997). Wildfire and native fish: issues of forest health and conservation of sensitive species. *Fisherier* 22(11), 6-15.

Réméniéras, G. (1968). *Hidrología del ingeniero.* La Habana: Instituto Cubano del Libro.

Rhoades, C.C., Entwistle, D., Butler, D. (2011). The influence of wildfire extent and severity on streamwater chemistry, sediment and temperature following the Hayman Fire, Colorado. *International Journal of Wildland Fire* 20, 430-442.

Rinne, J.N., Carter, C.D. (2008). *Short-term Effects of Wildfire on Fishes in Streams in the Southwestern United States, 2002 Management Implications.* San Diego, California: Forest Service. U.S.D.A.

Rodier, J. (1981). *Analisis de las aguas.* Barcelona: Ediciones Omega, D.L.

Ruffo, M., Bollero, G.A. (2003). Modeling rye and hairy vetch residue decomposition as a function of degree-days and descomposition-days. *Agronomy Journal* 95, 900-907.

Russell, E.W. (1988). *Russell´s soil conditions and plant growth.* Logman Scientific and Technical.

Saá, A.I., Trasar-Cepeda, M.C., Soto, B., Gil-Sotres, F., Díaz-Fierros, F. (1994). Forms of Phosphorus in Sediments Eroded From Burnt Soils. *Journal of Environmental Quality* 23(4), 739-746.

Sala, M., Coelho, C. (1998). The nature of the world´s mediterranean-type environments: Iberian Peninsula and Balearic Islands. En A. J. Cornacher, M. Sala (Ed.), *Land defradation in mediterranean environments of the world: Nature and extend, causes and solutions* (pp. 3-27). Chichester: Jhon Wiley & Sons.

Sampson, A.W. (1944). Effect of chaparral burning on soil erosion and soil moisture relations. *Ecology* (25), 171-191.

Sánchez, J.R., Mangas, V.J., Ortiz, C., Bellot, J. (1994). *Forest fire effect on soil chemical properties and runoff.* Logroño: Geoforma Ediciones.

Schindler, D.W., Newburg, R.W., Beaty, K.G., Prokopowich, J., Ruszczynski, T., Dalton, J.A. (1980). Effects of a windtorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. *Canada Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 328-334.

Schlesinger, W.H. (1997). *Biogeochemistry* (2nd ed.). New York: Academic Press.

Sertsu, M.A., Sánchez. P.A. (1978). Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land managment practice. *Soil Science Society of America Journal* 42, 940-944.

Shakesby, R.A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science* 105, 71-100.

Shakesby, R.A., Doerr, S.H. (2006). Wildfire as an hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews* 74, 269-307.

Sheridan, G., Lane, P., Noske, P., Feikema, P., Sherwin, C., Grayson, R. (2007). *Impact of the 2003 alpine bushfires on streamflow: stimated changes in stream exports of sediment, phosphorous and nitrogen following the 2003 bushfires in Eastern Victoria, Murray-Darling Basin Commission MDBC* (Publication No. 22/08). Canberra, Australia,

Silva, B., Rivas, T., García-Rodeja, E., Prieto, B. (2007). Distribution of ions of marine origin in Galicia (NW Spain) as a function of distance from the sea. *Atmospheric Environment* 41(21), 4396-4407.

Sineiro, F. (2006). Os incendios forestais en Galicia. En F. Díaz-Fierros, P. Baamonde (Ed.), *Os incendios forestais en Galicia* (pp. 29-47). Santiago de Compostela: Consello da Cultura Galega, Sección de Ciencia, Técnica e Sociedade.

Sineiro, F., Díaz N. (1984). A *producción gandeira das terras a monte. Análise da evolución do sistema productivo no período 1900-1980. As posibilidades de mellora e sementeira de pastos*. Publicacións do Seminario de Estudos Galegos, *Cadernos da Área de Ciencias Agrarias.* (Vol. 5).

Sloto, R.A., Crouse, M.Y. (1996). *HYSEP: A Computer program for streamflow hydrograph separation and analysis*. Lemoyne, Pennsylvania: U.S. Geological Survey.

Smakhtin, V.U. (2001). Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology* 240, 147-186.

Smith, D.W., Sparling, J.H. (1966). The temperatures of surface fire in a jack pine barren. *Canadian Journal of Botany.*(44), 1285-1298.

Smith H.G., Sheridan, G.J., Lane, P., Nyman, P., Haydon, S. (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *Journal of Hydrology* 396, 170-192.

Soto, B., Basanta, R., Díaz-Fierros, F. (1994). Runoff and erosion from burnt soils in Northwest Spain. En M. Sala, J.L. Rubio (Ed.), *Soil erosion as a consequences of forest fire*. Logroño: Geoforma.

Soto, B., Benito, E., Díaz-Fierros, F. (1991). Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire* 1(3), 147-152.

Soto, B.(1993). *Influencia de los incendios forestales en la fertilidad y erosionabilidad de los suelos de Galicia. Tesis Doctoral*, Universidade de Santiago de Compostela.

Soto, B., Díaz-Fierros, F. (1993). Interactions between plants ash leachates and soil. *International Journal of Wildland Fire* 3, 207-216.

Soto, B., Díaz-Fierros, F. (1997). Effects of burning on nutrient balance in an area of gorse (Ulex europaeus L). *The Science of the Total Environment* 204, 271-281.

Spencer, C.N., Hauer, F.R. (1991). Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire. *Journal of the North American Benthological Society* 10, 24-30.

Strahler, A. (1984). *Geografía física*. Barcelona: Omega.

Sumner, M.E., Miller, W.P. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficients. En D.L. Sparks, A.L. Page, P.A Helmke, R.H.Loeppert, P.N.Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, M.E. Summer (Ed.), *Methods of soil analysis*. Madison. Wisconsin: Soil Science Society of America Book Series. American Society of Agronomy, Inc.

Tárrega, R., Luis, E. (1992). *Los incendios forestales en León*. León: Universidad de León, Secretariado de Publicaciones.

Témez, J.R. (2002). *Generalización y mejora del método racional. Versión de la Dirección General de Carreteras de España*. Trabajo presentado en XXIV IAHR Congreso.

Tiedemann, A.R., Conrad, C.E., Dieterich, J.H., Hornbeck, J.W., Megahan, W.F., Viereck, L.A., Wade,D.D. (1979). *Effects of fire on water*. *A state-of-knowledge review.* Washington USDA Forest Service

Tomkins, I.B., Kellas, J.D., Tolhurst, K.G., Oswin, D.A. (1991). Effects of fire intensity on soil chemistry in a eucaypt forest. *Australian Journal of Soil Research* 29, 25-47.

Tothill, J.C., Shaw, N.H. (1968). Temperature under fires in bunch spear grass pastures of Southeast Queensland. *Journal of the Australian Institute of Agricultural Science* (34), 94-97.

Townsend, S.A., Douglas, M.M. (2004). The effect of a wildfire on stream water quality and catchment water yield in a tropical savanna excluded from fire for 10 years (Kakadu National Park, North Australia). *Water Research* (38)13, 3051-3058.

Trabaud, L. (1974). Experimental study on the effects of prescribed burning on a *Quercus coccifera* L. garrigue : early results. *Ann Tall Timbers Fire Ecology*. Conf. 13:97-129. Tallahassee, Florida.

Trabaud, L. (1979). Etude du comportament du feu dans la Carrigue de Chêne kerms à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annals des Sciences Forestieres* 36(1), 13-38.

Trabaud, L. (1983). Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerraéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). *Annales des Sciences Forèstieres* 40, 127-143.

Trabaud, L. (1984). Changements structuraux apparaissant dans une garrigue de Chêne kèrmes soumise à différents régimes de feux contrôlés. *Acta Oecologica. Oecologia Applicata* 5, 127-143.

Trabaud, L. (1987). Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean Basin. *Ecologia Mediterranea* 13, 25-37.

Trabaud. L., Lepart, J. (1980). Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43, 49-57.

Trabaud, L., Lepart, J. (1981). Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L.garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio* 46, 105-116.

Úbeda, X. (1998). *Efectes de les diferents intensitats de foc, durant els incendi forestals, en els paràmetres físico-quimicsdel sòl i en l'increment de l'escolament i l'erosió.* Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona.

Úbeda, X. (2000). Efectos de los incendios forestales sobre los suelos. Seminario: "Problemática Ambiental de Suelos mediterráneos". Universidad Internacional Menéndez Pelayo UIMP. Tomo 1. (pp. 118-137). Alicante

Úbeda, X. (2001). Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Edafología* 8, 41-49.

Úbeda, X., Sala, M. (1998). Variation in runoff and erosion in three areas with different fire intensities. *GeoÖkodynamik* 19, 179-188.

Úbeda, X., Pereira, P., Outeiro, L., Martin, A. (2009). Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plots of Cork Oak (Quercus suber). *Land Degradation and Development* 20, 589-608.

Uggla, E. (1958). *Ecological Effects of fire on North Swedish forests*. Swueden: Almquist and Wikesells Bokryckeri AB.

Uggla, E. (1960). *Ecological effects of fire on North Swedish Forests*.

Ulery, A.L., Graham, R.C. (1993). Wood-Ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science Society of America Journal* 57, 135-140.

USACE (2010). HEC-RAS:River Analysis System - Hydraulic Reference Manual (Version 4.1). US Army Corps of Engineers.

Varela, M.E., Benito, E., de Blas, E. (2005). Impact of wildfires on surface water repellency in soils of NW Spain. *Hydrological Processes* 19, 3649-3657.

Vega, J. (2007). Impacto de los incendios sobre el suelo y vegetación forestales en Galicia y desarrollo de una selvicultura preventiva. En F. Díaz-Fierros (Ed.), *Por unha cultura forestal fronte aos incendios - Os debates no Concello da Cultura Galega* (pp. 108). Santiago de Compostela: Consello da Cultura Galega.

Ventura, J.M.P., Mendes-Lopes, J.M.C., Rego, F.M.C., Botelho, H.S. (1994). *Temperature-time curves in forest fire.* Paper presented at the Proc. 2nd Int. Conf. Forest Fire Research.

Vitousek, P.M., Reiners, W.A. (1975). Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *Bioscience* 25, 376-381.

Völz, H.G. (2001). *Industrial Color testing*: Wiley - VCH, Weinheim.

Walsh, R.P.D., Boakes, D.J., Coelho, C.O.A., Gonçalves, A.J.B., Shakesby, R.A., Thomas, A.D. (1994). *Impact of fire-induced water repellency and post-fire forest litter on overland flow in northern and central Portugal*. In Proceedings of the Second International Conference on Forest Fire Research, November 1994, Coimbra, Portugal, Volume II.

Wasson, R.J., Croke, B.F., MCCulloch, M.M., Mueller, N., Olley, J., Starr, B., Wade, A., White, I., Whiteway, T. (2003). *Sediment, particulate and dissolved organic carbon, iron and manganese input to Corin Reservoir*: Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University.

Wells, C.G., Campbell, R.E., DeBano, L.F., Lewis, C.E., Fredriksen, R.L., Franklin, E.C., Froelich, R.C., Dunn, P.H. (1979). *Effects of fire on soils (*General Technical Report WO). Deparment of Agriculture, Forest Service.

White, I., Wade, A., Worthy, M., Mueller, N., Daniell, T., Wasson, R. (2006). The vulnerability of water supply catchments to bushfires: Impacts of the January 2003 wildfires on the Australian Capital Territory. *Australian Jorunal of Water Resources* 10(2), 1-16.

White, S.K., Cook, H.F., Garraway, J.L. (1997). Water course protection in marshlands. *SEESOIL, 12*, 39-55.

Williams, M.R., Melack; J.M. (1997). Effects of prescribed burning and drought on the solute chemistry of mixed-conifer forest streams of the Sierra Nevada, California *Biogeochemistry* 39, 225-253.

WMO (1994). *Guide to hydrological practices. Data acquisition and processing analysis, forecasting and other applications.* Geneva, Switzerland: World Metereological Organization.

Wood, P. A. S. (1977). Controls of variation in suspended sediment concentration in the river Rother, West Sussex, England. *Sedimentology* 24, 437-445.

WRB (2007). *World Reference Base for Soil Resources, first update 2007.* IUSS Working Group. World Soil Resources Reports. Nº103. FAO, Rome.

Wright, R. (1976). The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. *Ecology* 57, 649-663.

Wyszecki, G., Stiles, W.S. (2007). *Color Science. Concepts and Methods, Quantitative Data and Formulae* New York (1982). .

Zalom, F., Goodell, P.B., Wilson, L.T., Barnett, W.W., Bentley, W.J. (1983). *Degree-days: the calculation and use of hear units in pest management*. University of California, division of Agriculture and Natural Resources, Leaflet 21373.

7.- Anexos

Anexo I: Aforos realizados durante el período de observaciones.

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	25/10/2007
Delta (S): 30									Hora:	18:00:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.8	0.11				k=	0.8	
9	0.300	1	0.9	0.14	0.1	0.125	0.016	0.087	0.069	0.001
18	0.600	2	1.0	0.13	0.1	0.135	0.014	0.158	0.122	0.002
23	0.767	3	1.1	0.14	0.1	0.135	0.014	0.200	0.179	0.002
13	0.433	4	1.2	0.15	0.1	0.145	0.015	0.118	0.159	0.002
8	0.267	5	1.3	0.21	0.1	0.180	0.018	0.079	0.098	0.002
		OD	1.4	0.17	0.1	0.190	0.019		0.063	0.001
						Área Total (m^2):	0.095		Q total (m^3/s)	0.010
						V. Promedio (m/s)	0.110		Q total (l/s):	10.464

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	24/12/2007
Delta (S): 30									Hora:	11:00:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.9	0.07				k=	0.8	
	0.000	1	1.1	0.16	0.2	0.115	0.023	0.017	0.014	0.000
16	0.533	2	1.3	0.18	0.2	0.170	0.034	0.141	0.079	0.003
19	0.633	3	1.5	0.19	0.2	0.185	0.037	0.166	0.154	0.006
19	0.633	4	1.7	0.17	0.2	0.180	0.036	0.166	0.166	0.006
35	1.167	5	1.9	0.20	0.2	0.185	0.037	0.301	0.234	0.009
37	1.233	6	2.1	0.20	0.2	0.200	0.040	0.318	0.310	0.012
26	0.867	7	2.3	0.17	0.2	0.185	0.037	0.225	0.272	0.010
26	0.867	8	2.5	0.17	0.2	0.170	0.034	0.225	0.225	0.008
		OD	2.7	0.09	0.2	0.130	0.026		0.180	0.005
						Área Total (m^2):	0.304		Q total (m^3/s)	0.058
						V. Promedio (m/s)	0.191		Q total (l/s):	58.135

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	17/07/2008
Delta (S): 30									Hora:	14:00:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.9	0.00				k=	0.8	
	0.000	1	1.1	0.05	0.2	0.025	0.005	0.017	0.014	0.000
15	0.500	2	1.3	0.15	0.2	0.100	0.020	0.133	0.075	0.002
20	0.667	3	1.5	0.19	0.2	0.170	0.034	0.175	0.154	0.005
26	0.867	4	1.7	0.20	0.2	0.195	0.039	0.225	0.200	0.008
34	1.133	5	1.9	0.22	0.2	0.210	0.042	0.293	0.259	0.011
23	0.767	6	2.1	0.20	0.2	0.210	0.042	0.200	0.247	0.010
12	0.400	7	2.3	0.18	0.2	0.19	0.038	0.110	0.155	0.006
8	0.267	8	2.5	0.21	0.2	0.195	0.039	0.079	0.094	0.004
		OI	2.7	0.16	0.2	0.185	0.037		0.063	0.002
						Área Total (m^2):	0.296		Q total (m^3/s)	0.048
						V. Promedio (m/s)	0.161		Q total (l/s):	47.752

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	18/02/2009
Delta (S): 30									Hora:	13:41:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.7	0.09				k=	0.8	
5	0.167	1	1.0	0.34	0.3	0.215	0.065	0.056	0.045	0.003
29	0.967	2	1.3	0.37	0.3	0.355	0.107	0.251	0.153	0.016
69	2.300	3	1.6	0.40	0.3	0.385	0.116	0.588	0.420	0.048
50	1.667	4	1.9	0.40	0.3	0.400	0.120	0.428	0.508	0.061
30	1.000	5	2.2	0.37	0.3	0.385	0.116	0.259	0.344	0.040
8	0.267	6	2.5	0.28	0.3	0.325	0.097	0.079	0.169	0.016
		OI	2.9	0.13	0.39	0.205	0.080		0.063	0.005
						Área Total (m^2):	0.699		Q total (m^3/s)	0.190
						V. Promedio (m/s)	0.271		Q total (l/s):	189.846

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	30/10/2009
Delta (S): 30									Hora:	14:12:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	1.0	0.06				k=	0.8	
12	0.400	1	1.4	0.22	0.4	0.140	0.056	0.110	0.088	0.005
29	0.967	2	1.8	0.30	0.4	0.260	0.104	0.251	0.180	0.019
62	2.067	3	2.2	0.32	0.4	0.310	0.124	0.529	0.390	0.048
57	1.900	4	2.6	0.31	0.4	0.315	0.126	0.487	0.508	0.064
58	1.933	5	3.0	0.34	0.4	0.325	0.130	0.496	0.491	0.064
36	1.200	6	3.4	0.25	0.4	0.295	0.118	0.310	0.403	0.048
22	0.733	7	3.8	0.29	0.4	0.27	0.108	0.192	0.251	0.027
		OD	4.2	0.28	0.4	0.285	0.114		0.153	0.017
						Área Total (m^2):	0.880		Q total (m^3/s)	0.292
						V. Promedio (m/s)	0.332		Q total (l/s):	292.014

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	24/12/2010
Delta (S): 30									Hora:	14:05:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	1.0	0.00				k=	0.8	
30	1.000	1	1.5	0.27	0.5	0.135	0.068	0.259	0.207	0.014
43	1.433	2	1.9	0.31	0.4	0.290	0.116	0.369	0.314	0.036
75	2.500	3	2.3	0.40	0.4	0.355	0.142	0.639	0.504	0.072
81	2.700	4	2.7	0.42	0.4	0.410	0.164	0.690	0.664	0.109
73	2.433	5	3.1	0.40	0.4	0.410	0.164	0.622	0.656	0.108
51	1.700	6	3.5	0.33	0.4	0.365	0.146	0.436	0.529	0.077
31	1.033	7	3.9	0.32	0.4	0.325	0.13	0.268	0.352	0.046
		OD	4.3	0.32	0.4	0.320	0.128		0.214	0.027
						Área Total (m^2):	1.058		Q total (m^3/s)	0.489
						V. Promedio (m/s)	0.462		Q total (l/s):	488.949

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	21/01/2010
Delta (S): 30									Hora:	13:25:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	1.0	0.10				k=	0.8	
24	0.800	1	1.5	0.23	0.5	0.165	0.083	0.209	0.167	0.014
28	0.933	2	1.9	0.36	0.4	0.295	0.118	0.242	0.225	0.027
74	2.467	3	2.3	0.38	0.4	0.370	0.148	0.631	0.436	0.065
111	3.700	4	2.7	0.39	0.4	0.385	0.154	0.943	0.787	0.121
78	2.600	5	3.1	0.41	0.4	0.400	0.160	0.664	0.804	0.129
61	2.033	6	3.5	0.40	0.4	0.405	0.162	0.521	0.593	0.096
38	1.267	7	3.9	0.32	0.4	0.36	0.144	0.327	0.424	0.061
26	0.867	8	4.3	0.32	0.4	0.320	0.128	0.225	0.276	0.035
		OD	4.5	0.31	0.2	0.315	0.063		0.180	0.011
						Área Total (m^2):	1.160		Q total (m^3/s)	0.558
						V. Promedio (m/s)	0.482		Q total (l/s):	558.407

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	02/02/2010
Delta (S): 30									Hora:	13:50:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	1.0	0.00				k=	0.8	
10	0.333	1	1.3	0.18	0.3	0.090	0.027	0.094	0.075	0.002
13	0.433	2	1.6	0.25	0.3	0.215	0.065	0.118	0.106	0.007
36	1.200	3	1.9	0.24	0.3	0.245	0.074	0.310	0.214	0.016
57	1.900	4	2.2	0.26	0.3	0.250	0.075	0.487	0.398	0.030
42	1.400	5	2.5	0.29	0.3	0.275	0.083	0.360	0.424	0.035
46	1.533	6	2.8	0.29	0.3	0.290	0.087	0.394	0.377	0.033
46	1.533	7	3.1	0.25	0.3	0.27	0.081	0.394	0.394	0.032
20	0.667	8	3.4	0.21	0.3	0.230	0.069	0.175	0.285	0.020
18	0.600	9	3.7	0.20	0.3	0.205	0.062	0.158	0.166	0.010
15	0.500	10	4.0	0.18	0.3	0.19	0.057	0.133	0.145	0.008
		OI	4.2	0.23	0.2	0.205	0.041		0.106	0.004
						Área Total (m^2):	0.719		Q total (m^3/s)	0.197
						V. Promedio (m/s)	0.274		Q total (l/s):	196.711

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	11/02/2010
Delta (S): 30									Hora:	13:30:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	1.0	0.00				k=	0.8	
17	0.567	1	1.3	0.20	0.3	0.100	0.030	0.149	0.120	0.004
28	0.933	2	1.6	0.20	0.3	0.200	0.060	0.242	0.196	0.012
33	1.100	3	1.9	0.22	0.3	0.210	0.063	0.285	0.263	0.017
46	1.533	4	2.2	0.31	0.3	0.265	0.080	0.394	0.339	0.027
44	1.467	5	2.5	0.28	0.3	0.295	0.089	0.377	0.386	0.034
38	1.267	6	2.8	0.29	0.3	0.285	0.086	0.327	0.352	0.030
33	1.100	7	3.1	0.31	0.3	0.3	0.09	0.285	0.306	0.028
24	0.800	8	3.4	0.27	0.3	0.290	0.087	0.209	0.247	0.021
15	0.500	9	3.7	0.17	0.3	0.220	0.066	0.133	0.171	0.011
13	0.433	10	4.0	0.17	0.3	0.17	0.051	0.118	0.125	0.006
		OI	4.3	0.19	0.3	0.180	0.054		0.094	0.005
						Área Total (m^2):	0.755		Q total (m^3/s)	0.195
						V. Promedio (m/s)	0.258		Q total (l/s):	194.859

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	02/03/2010
Delta (S): 30									Hora:	12:45:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.9	0.15				k=	0.8	
25	0.833	1	1.3	0.22	0.4	0.185	0.074	0.217	0.174	0.013
28	0.933	2	1.6	0.29	0.3	0.255	0.077	0.242	0.230	0.018
60	2.000	3	1.9	0.37	0.3	0.330	0.099	0.512	0.377	0.037
99	3.300	4	2.2	0.44	0.3	0.405	0.122	0.842	0.677	0.082
89.5	2.983	5	2.5	0.42	0.3	0.430	0.129	0.761	0.801	0.103
83	2.767	6	2.8	0.38	0.3	0.400	0.120	0.707	0.734	0.088
69.5	2.317	7	3.1	0.45	0.3	0.415	0.1245	0.593	0.650	0.081
46	1.533	8	3.4	0.38	0.3	0.415	0.125	0.394	0.493	0.061
25	0.833	9	3.7	0.34	0.3	0.360	0.108	0.217	0.306	0.033
23	0.767	10	4.0	0.32	0.3	0.33	0.099	0.200	0.209	0.021
		OI	4.2	0.36	0.2	0.340	0.068		0.160	0.011
						Área Total (m^2):	1.144		Q total (m^3/s)	0.548
						V. Promedio (m/s)	0.479		Q total (l/s):	548.330

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	16/03/2010
Delta (S): 30									Hora:	11:20:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.9	0.00				k=	0.8	
11	0.367	1	1.3	0.10	0.4	0.050	0.020	0.102	0.082	0.002
15	0.500	2	1.5	0.13	0.2	0.115	0.023	0.133	0.118	0.003
21	0.700	3	1.7	0.19	0.2	0.160	0.032	0.183	0.158	0.005
27	0.900	4	1.9	0.22	0.2	0.205	0.041	0.234	0.209	0.009
33	1.100	5	2.1	0.27	0.2	0.245	0.049	0.285	0.259	0.013
31	1.033	6	2.3	0.25	0.2	0.260	0.052	0.268	0.276	0.014
24	0.800	7	2.5	0.25	0.2	0.25	0.05	0.209	0.238	0.012
27	0.900	8	2.7	0.26	0.2	0.255	0.051	0.234	0.221	0.011
32	1.067	9	2.9	0.28	0.2	0.270	0.054	0.276	0.255	0.014
28	0.933	10	3.1	0.26	0.2	0.27	0.054	0.242	0.259	0.014
17	0.567	11	3.3	0.22	0.2	0.240	0.048	0.149	0.196	0.009
12	0.400	12	3.5	0.20	0.2	0.210	0.042	0.110	0.130	0.005
8	0.267	13	3.7	0.18	0.2	0.190	0.038	0.079	0.094	0.004
11	0.367	14	3.9	0.18	0.2	0.18	0.036	0.102	0.090	0.003
		OI	4.1	0.18	0.2	0.180	0.036		0.082	0.003
						Área Total (m^2):	0.626		Q total (m^3/s)	0.121
						V. Promedio (m/s)	0.193		Q total (l/s):	120.593

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	27/05/2010
Delta (S): 30									Hora:	12:45:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	1.0	0.00				k=	0.8	
8	0.267	1	1.4	0.11	0.4	0.055	0.022	0.079	0.063	0.001
12	0.400	2	1.8	0.17	0.4	0.140	0.056	0.110	0.094	0.005
14	0.467	3	2.2	0.20	0.4	0.185	0.074	0.125	0.118	0.009
14	0.467	4	2.6	0.21	0.4	0.205	0.082	0.125	0.125	0.010
10	0.333	5	3.0	0.15	0.4	0.180	0.072	0.094	0.110	0.008
10	0.333	6	3.4	0.11	0.4	0.130	0.052	0.094	0.094	0.005
5	0.167	7	3.8	0.11	0.4	0.11	0.044	0.056	0.075	0.003
		OI	4.0	0.10	0.2	0.105	0.021		0.045	0.001
						Área Total (m^2):	0.423		Q total (m^3/s)	0.043
						V. Promedio (m/s)	0.101		Q total (l/s):	42.702

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	17/06/2010
Delta (S): 30									Hora:	14:45:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.8	0.00				k=	0.8	
7	0.233	1	1.3	0.10	0.5	0.050	0.025	0.071	0.057	0.001
11	0.367	2	1.6	0.15	0.3	0.125	0.038	0.102	0.087	0.003
20	0.667	3	1.9	0.18	0.3	0.165	0.050	0.175	0.138	0.007
20	0.667	4	2.2	0.20	0.3	0.190	0.057	0.175	0.175	0.010
14	0.467	5	2.5	0.21	0.3	0.205	0.062	0.125	0.150	0.009
17	0.567	6	2.8	0.24	0.3	0.225	0.067	0.149	0.137	0.009
20	0.667	7	3.1	0.20	0.3	0.22	0.066	0.175	0.162	0.011
7	0.233	8	3.4	0.12	0.3	0.160	0.048	0.071	0.123	0.006
7	0.233	9	3.7	0.13	0.3	0.125	0.038	0.071	0.071	0.003
		OI	4	0.13	0.3	0.13	0.039		0.05692533	0.002
						Área Total (m^2):	0.489		Q total (m^3/s)	0.061
						V. Promedio (m/s)	0.126		Q total (l/s):	61.484

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	15/07/2010
Delta (S): 30									Hora:	12:45:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	1.4	0.00				k=	0.8	
6	0.200	1	1.7	0.12	0.3	0.060	0.018	0.063	0.051	0.001
6	0.200	2	2.0	0.16	0.3	0.140	0.042	0.063	0.063	0.003
14	0.467	3	2.3	0.19	0.3	0.175	0.053	0.125	0.094	0.005
13	0.433	4	2.6	0.20	0.3	0.195	0.059	0.118	0.121	0.007
10	0.333	5	2.9	0.20	0.3	0.200	0.060	0.094	0.106	0.006
6	0.200	6	3.1	0.19	0.2	0.195	0.039	0.063	0.079	0.003
6	0.200	7	3.4	0.12	0.3	0.155	0.0465	0.063	0.063	0.003
6	0.200	8	3.7	0.11	0.3	0.115	0.035	0.063	0.063	0.002
		OI	4.0	0.11	0.3	0.110	0.033		0.032	0.001
						Área Total (m^2):	0.384		Q total (m^3/s)	0.031
						V. Promedio (m/s)	0.081		Q total (l/s):	31.254

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	14/12/2010
Delta (S): 30									Hora:	16:50:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	1.0	0.10				k=	0.8	
11	0.367	1	1.5	0.16	0.5	0.130	0.065	0.102	0.082	0.005
30	1.000	2	1.9	0.35	0.4	0.255	0.102	0.259	0.181	0.018
63	2.100	3	2.3	0.38	0.4	0.365	0.146	0.538	0.398	0.058
53	1.767	4	2.7	0.36	0.4	0.370	0.148	0.453	0.496	0.073
40	1.333	5	3.1	0.37	0.4	0.365	0.146	0.344	0.398	0.058
23	0.767	6	3.5	0.26	0.4	0.315	0.126	0.200	0.272	0.034
14	0.467	7	3.9	0.23	0.4	0.245	0.098	0.125	0.163	0.016
		OI	4.2	0.21	0.3	0.220	0.066		0.100	0.007
						Área Total (m^2):	0.897		Q total (m^3/s)	0.270
						V. Promedio (m/s)	0.301		Q total (l/s):	270.240

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	11/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	14:20:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	1.0	0.19				k=	0.8	
20	0.667	1	1.5	0.35	0.5	0.270	0.135	0.175	0.140	0.019
54	1.800	2	1.9	0.38	0.4	0.365	0.146	0.462	0.318	0.046
84	2.800	3	2.3	0.54	0.4	0.460	0.184	0.715	0.588	0.108
76	2.533	4	2.7	0.54	0.4	0.540	0.216	0.647	0.681	0.147
92	3.067	5	3.1	0.42	0.4	0.480	0.192	0.782	0.715	0.137
73	2.433	6	3.5	0.47	0.4	0.445	0.178	0.622	0.702	0.125
32	1.067	7	3.9	0.33	0.4	0.4	0.16	0.276	0.449	0.072
		OI	4.3	0.30	0.4	0.315	0.126		0.221	0.028
						Área Total (m^2):	1.337		Q total (m^3/s)	0.683
						V. Promedio (m/s)	0.511		Q total (l/s):	682.711

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	13/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	12:20:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.9	0.21				k=	0.8	
25	0.833	1	1.2	0.28	0.4	0.245	0.086	0.217	0.174	0.015
60	2.000	2	1.4	0.40	0.2	0.340	0.068	0.512	0.365	0.025
97	3.233	3	1.6	0.43	0.2	0.415	0.083	0.825	0.669	0.055
140	4.667	4	1.8	0.41	0.2	0.420	0.084	1.188	1.006	0.085
159	5.300	5	2.0	0.36	0.2	0.385	0.077	1.348	1.268	0.098
115	3.833	6	2.2	0.38	0.2	0.370	0.074	0.977	1.162	0.086
60	2.000	7	2.4	0.41	0.2	0.395	0.079	0.512	0.745	0.059
55	1.833	8	2.6	0.37	0.2	0.390	0.078	0.470	0.491	0.038
46	1.533	9	2.8	0.20	0.2	0.285	0.057	0.394	0.432	0.025
		OI	2.86	0.2	0.06	0.2	0.012		0.315392	0.004
						Área Total (m^2):	0.698		Q total (m^3/s)	0.489
						V. Promedio (m/s)	0.701		Q total (l/s):	488.876

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	16/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	15:07:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.8	0.23				k=	0.8	
25	0.833	1	1.2	0.27	0.4	0.250	0.100	0.217	0.174	0.017
61.5	2.050	2	1.4	0.40	0.2	0.335	0.067	0.525	0.371	0.025
96.5	3.217	3	1.6	0.43	0.2	0.415	0.083	0.820	0.673	0.056
125	4.167	4	1.8	0.41	0.2	0.420	0.084	1.061	0.941	0.079
146	4.867	5	2.0	0.37	0.2	0.390	0.078	1.238	1.150	0.090
79	2.633	6	2.2	0.36	0.2	0.365	0.073	0.673	0.956	0.070
67	2.233	7	2.4	0.38	0.2	0.37	0.074	0.571	0.622	0.046
44	1.467	8	2.6	0.38	0.2	0.380	0.076	0.377	0.474	0.036
43	1.433	9	2.8	0.16	0.2	0.270	0.054	0.369	0.373	0.020
		OD	2.85	0.16	0.05	0.16	0.008		0.295136	0.002
						Área Total (m^2):	0.697		Q total (m^3/s)	0.441
						V. Promedio (m/s)	0.633		Q total (l/s):	441.105

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	21/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	14:23:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OD	0.6	0.20				k=	0.8	
18	0.600	1	0.9	0.25	0.4	0.225	0.079	0.158	0.126	0.010
30	1.000	2	1.1	0.33	0.2	0.290	0.058	0.259	0.209	0.012
64	2.133	3	1.3	0.36	0.2	0.345	0.069	0.546	0.403	0.028
86.5	2.883	4	1.5	0.40	0.2	0.380	0.076	0.736	0.641	0.049
104.5	3.483	5	1.7	0.40	0.2	0.400	0.080	0.888	0.812	0.065
106	3.533	6	1.9	0.34	0.2	0.370	0.074	0.901	0.894	0.066
75	2.500	7	2.1	0.32	0.2	0.33	0.066	0.639	0.770	0.051
46	1.533	8	2.3	0.31	0.2	0.315	0.063	0.394	0.517	0.033
41	1.367	9	2.5	0.18	0.2	0.245	0.049	0.352	0.373	0.018
		OI	2.65	0.15	0.15	0.165	0.025		0.281632	0.007
						Área Total (m^2):	**0.639**		**Q total (m^3/s)**	**0.338**
						V. Promedio (m/s)	**0.530**		**Q total (l/s):**	**338.305**

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	29/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	15:00:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.8	0.08				k=	0.8	
10	0.333	1	1.2	0.15	0.4	0.115	0.046	0.094	0.075	0.003
25	0.833	2	1.4	0.30	0.2	0.225	0.045	0.217	0.156	0.007
44	1.467	3	1.6	0.31	0.2	0.305	0.061	0.377	0.297	0.018
56	1.867	4	1.8	0.29	0.2	0.300	0.060	0.479	0.428	0.026
62	2.067	5	2.0	0.30	0.2	0.295	0.059	0.529	0.504	0.030
44	1.467	6	2.2	0.19	0.2	0.245	0.049	0.377	0.453	0.022
21	0.700	7	2.4	0.28	0.2	0.235	0.047	0.183	0.280	0.013
21	0.700	8	2.6	0.25	0.2	0.265	0.053	0.183	0.183	0.010
		OD	2.8	0.10	0.2	0.175	0.035		0.147	0.005
						Área Total (m^2):	**0.455**		**Q total (m^3/s)**	**0.134**
						V. Promedio (m/s)	**0.295**		**Q total (l/s):**	**134.249**

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	02/02/2011
Delta (S): 30									Hora:	18:20:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.6	0.07				k=	0.8	
12	0.400	1	1.0	0.20	0.4	0.135	0.054	0.110	0.088	0.005
16	0.533	2	1.2	0.27	0.2	0.235	0.047	0.141	0.125	0.006
36	1.200	3	1.4	0.27	0.2	0.270	0.054	0.310	0.225	0.012
40	1.333	4	1.6	0.26	0.2	0.265	0.053	0.344	0.327	0.017
32	1.067	5	1.8	0.26	0.2	0.260	0.052	0.276	0.310	0.016
42	1.400	6	2.0	0.26	0.2	0.260	0.052	0.360	0.318	0.017
21	0.700	7	2.2	0.25	0.2	0.255	0.051	0.183	0.272	0.014
18	0.600	8	2.4	0.25	0.2	0.250	0.050	0.158	0.171	0.009
15	0.500	9	2.6	0.07	0.2	0.160	0.032	0.133	0.145	0.005
		OD	2.7	0.05	0.05	0.06	0.003		0.106	0.000
						Área Total (m^2):	**0.448**		**Q total (m^3/s)**	**0.100**
						V. Promedio (m/s)	**0.224**		**Q total (l/s):**	**100.162**

Río: Maior			Ac=	5.20 Km^2		Molinete C2			Fecha:	17/02/2011
Delta (S): 30									Hora:	17:25:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m3/s)
		OD	0.7	0.28				k=	0.8	
48	1.600	1	1.2	0.31	0.5	0.295	0.148	0.411	0.329	0.049
79.5	2.650	2	1.4	0.46	0.2	0.385	0.077	0.677	0.544	0.042
116	3.867	3	1.6	0.48	0.2	0.470	0.094	0.985	0.831	0.078
131	4.367	4	1.8	0.45	0.2	0.465	0.093	1.112	1.048	0.097
135	4.500	5	2.0	0.41	0.2	0.430	0.086	1.145	1.129	0.097
88	2.933	6	2.2	0.46	0.2	0.435	0.087	0.749	0.947	0.082
62	2.067	7	2.4	0.45	0.2	0.455	0.091	0.529	0.639	0.058
57	1.900	8	2.6	0.29	0.2	0.370	0.074	0.487	0.508	0.038
38	1.267	9	2.8	0.22	0.2	0.255	0.051	0.327	0.407	0.021
		OI	2.8	0.22	0.03	0.22	0.0066		0.261	0.002
						Área Total (m2):	0.807		Q total (m3/s):	0.564
						V. Promedio (m/s):	0.698		Q total (l/s):	563.693

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	24/12/2007
Delta (S): 30									Hora:	12:00:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.8	0.21				k=	0.8	
23	0.767	1	1.0	0.26	0.2	0.235	0.038	0.200	0.160	0.006
12	0.400	2	1.2	0.28	0.2	0.270	0.054	0.110	0.155	0.008
17	0.567	3	1.4	0.22	0.2	0.250	0.050	0.149	0.130	0.006
15	0.500	4	1.6	0.16	0.2	0.190	0.038	0.133	0.141	0.005
11	0.367	5	1.8	0.16	0.2	0.160	0.032	0.102	0.118	0.004
3	0.100	6	2.0	0.12	0.2	0.140	0.028	0.040	0.071	0.002
		OD	2.2	0.12	0.2	0.12	0.024		0.032	0.001
						Área Total (m^2):	0.264		Q total (m^3/s)	0.033
						V. Promedio (m/s)	0.124		Q total (l/s):	32.766

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	11/06/2009
Delta (S): 30									Hora:	15:20:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.5	0.35				k=	0.8	
44	1.467	1	0.7	0.35	0.2	0.350	0.070	0.377	0.302	0.021
53	1.767	2	0.9	0.32	0.2	0.335	0.067	0.453	0.415	0.028
112	3.733	3	1.1	0.36	0.2	0.340	0.068	0.951	0.702	0.048
137	4.567	4	1.3	0.38	0.2	0.370	0.074	1.162	1.057	0.078
134	4.467	5	1.5	0.31	0.2	0.345	0.069	1.137	1.150	0.079
153	5.100	6	1.7	0.34	0.2	0.325	0.065	1.297	1.217	0.079
153	5.100	7	1.9	0.33	0.2	0.335	0.067	1.297	1.297	0.087
155	5.167	8	2.1	0.28	0.2	0.305	0.061	1.314	1.306	0.080
119	3.967	9	2.3	0.32	0.2	0.300	0.060	1.010	1.162	0.070
122	4.067	10	2.5	0.28	0.2	0.300	0.060	1.036	1.023	0.061
89	2.967	11	2.7	0.28	0.2	0.280	0.056	0.757	0.896	0.050
53	1.767	12	2.9	0.20	0.2	0.240	0.048	0.453	0.605	0.029
		OD	3.1	0.00	0.2	0.100	0.020		0.363	0.007
						Área Total (m^2):	0.785		Q total (m^3/s)	0.718
						V. Promedio (m/s)	0.914		Q total (l/s):	717.550

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	09/10/2009
Delta (S): 30									Hora:	15:25:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.7	0.00				k=	0.8	
10	0.333	1	0.9	0.24	0.2	0.120	0.024	0.094	0.075	0.002
14	0.467	2	1.1	0.20	0.2	0.220	0.044	0.125	0.110	0.005
27	0.900	3	1.3	0.20	0.2	0.200	0.040	0.234	0.180	0.007
30	1.000	4	1.5	0.24	0.2	0.220	0.044	0.259	0.247	0.011
20	0.667	5	1.7	0.26	0.2	0.250	0.050	0.175	0.217	0.011
14	0.467	6	1.9	0.22	0.2	0.240	0.048	0.125	0.150	0.007
10	0.333	7	2.1	0.20	0.2	0.21	0.042	0.094	0.110	0.005
5	0.167	8	2.3	0.15	0.2	0.175	0.035	0.056	0.075	0.003
		OD	2.5	0.10	0.2	0.125	0.025		0.045	0.001
						Área Total (m^2):	0.352		Q total (m^3/s)	0.051
						V. Promedio (m/s)	0.145		Q total (l/s):	51.082

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	30/10/2009
Delta (S): 30									Hora:	15:20:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.5	0.00				k=	0.8	
11	0.367	1	0.8	0.34	0.3	0.170	0.051	0.102	0.082	0.004
23	0.767	2	1.1	0.27	0.3	0.305	0.092	0.200	0.151	0.014
60	2.000	3	1.4	0.32	0.3	0.295	0.089	0.512	0.356	0.032
59	1.967	4	1.7	0.31	0.3	0.315	0.095	0.504	0.508	0.048
31	1.033	5	2.0	0.30	0.3	0.305	0.092	0.268	0.386	0.035
9	0.300	6	2.3	0.14	0.3	0.220	0.066	0.087	0.177	0.012
		OD	2.6	0.00	0.3	0.07	0.021		0.069	0.001
						Área Total (m^2):	0.504		Q total (m^3/s)	0.146
						V. Promedio (m/s)	0.290		Q total (l/s):	145.992

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	02/03/2010
Delta (S): 30									Hora:	13:15:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.5	0.30				k=	0.8	
27	0.900	1	0.7	0.32	0.2	0.310	0.062	0.234	0.187	0.012
48	1.600	2	0.9	0.32	0.2	0.320	0.064	0.411	0.323	0.021
100	3.333	3	1.1	0.30	0.2	0.310	0.062	0.850	0.631	0.039
110	3.667	4	1.3	0.35	0.2	0.325	0.065	0.934	0.892	0.058
132	4.400	5	1.5	0.32	0.2	0.335	0.067	1.120	1.027	0.069
108	3.600	6	1.7	0.26	0.2	0.290	0.058	0.918	1.019	0.059
104	3.467	7	1.9	0.34	0.2	0.3	0.06	0.884	0.901	0.054
111	3.700	8	2.1	0.28	0.2	0.310	0.062	0.943	0.913	0.057
89	2.967	9	2.3	0.27	0.2	0.275	0.055	0.757	0.850	0.047
65	2.167	10	2.5	0.25	0.2	0.26	0.052	0.555	0.656	0.034
48	1.600	11	2.7	0.25	0.2	0.250	0.050	0.411	0.483	0.024
58	1.933	12	2.9	0.20	0.2	0.225	0.045	0.496	0.453	0.020
		OD	3.1	0.00	0.2	0.100	0.020		0.396	0.008
						Área Total (m^2):	0.722		Q total (m^3/s)	0.501
						V. Promedio (m/s)	0.694		Q total (l/s):	501.233

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	27/05/2010
Delta (S): 30									Hora:	14:30:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.4	0.08				k=	0.8	
6	0.200	1	0.6	0.14	0.2	0.110	0.022	0.063	0.051	0.001
14	0.467	2	0.8	0.12	0.2	0.130	0.026	0.125	0.094	0.002
17	0.567	3	1.0	0.18	0.2	0.150	0.030	0.149	0.137	0.004
32	1.067	4	1.2	0.18	0.2	0.180	0.036	0.276	0.213	0.008
16	0.533	5	1.4	0.13	0.2	0.155	0.031	0.141	0.209	0.006
12	0.400	6	1.6	0.12	0.2	0.125	0.025	0.110	0.125	0.003
14	0.467	7	1.8	0.12	0.2	0.12	0.024	0.125	0.118	0.003
43	1.433	8	2.0	0.15	0.2	0.135	0.027	0.369	0.247	0.007
		OD	2.2	0.17	0.2	0.160	0.032		0.295	0.009
						Área Total (m^2):	0.253		Q total (m^3/s)	0.044
						V. Promedio (m/s)	0.173		Q total (l/s):	43.891

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	15/07/2010
Delta (S): 30									Hora:	11:15:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	1.5	0.20				k=	0.8	
18	0.600	1	1.6	0.21	0.1	0.205	0.021	0.158	0.126	0.003
16	0.533	2	1.7	0.21	0.1	0.210	0.021	0.141	0.149	0.003
11	0.367	3	1.8	0.21	0.1	0.210	0.021	0.102	0.122	0.003
9	0.300	4	1.9	0.20	0.1	0.205	0.021	0.087	0.094	0.002
8	0.267	5	2.0	0.18	0.1	0.190	0.019	0.079	0.083	0.002
12	0.400	6	2.1	0.18	0.1	0.180	0.018	0.110	0.094	0.002
11	0.367	7	2.2	0.16	0.1	0.17	0.017	0.102	0.106	0.002
8	0.267	8	2.3	0.12	0.1	0.140	0.014	0.079	0.090	0.001
8	0.267	9	2.4	0.12	0.1	0.120	0.012	0.079	0.079	0.001
5	0.167	10	2.5	0.10	0.1	0.11	0.011	0.056	0.067	0.001
		OD	2.6	0.15	0.1	0.125	0.013		0.028	0.000
						Área Total (m^2):	0.187		Q total (m^3/s)	0.019
						V. Promedio (m/s)	0.100		Q total (l/s):	18.591

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	13/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	12:46:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.7	0.31				k=	0.8	
10	0.333	1	0.8	0.28	0.2	0.295	0.044	0.094	0.075	0.003
43	1.433	2	1.0	0.36	0.2	0.320	0.064	0.369	0.232	0.015
90	3.000	3	1.2	0.34	0.2	0.350	0.070	0.766	0.567	0.040
94	3.133	4	1.4	0.31	0.2	0.325	0.065	0.799	0.782	0.051
112	3.733	5	1.6	0.32	0.2	0.315	0.063	0.951	0.875	0.055
92	3.067	6	1.8	0.30	0.2	0.310	0.062	0.782	0.867	0.054
116	3.867	7	2.0	0.36	0.2	0.33	0.066	0.985	0.884	0.058
117	3.900	8	2.2	0.35	0.2	0.355	0.071	0.993	0.989	0.070
119	3.967	9	2.4	0.30	0.2	0.325	0.065	1.010	1.002	0.065
53	1.767	10	2.6	0.23	0.2	0.265	0.053	0.453	0.732	0.039
97	3.233	11	2.8	0.23	0.2	0.230	0.046	0.825	0.639	0.029
74	2.467	12	3.0	0.12	0.2	0.175	0.035	0.631	0.728	0.025
38	1.267	13	3.2	0.12	0.2	0.120	0.024	0.327	0.479	0.011
		OD	3.4	0.00	0.2	0.06	0.012		0.261	0.003
						Área Total (m^2):	0.740		Q total (m^3/s)	0.520
						V. Promedio (m/s)	0.702		Q total (l/s):	519.589

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	26/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	12:00:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	0.9	0.24				k=	0.8	
20	0.667	1	1.1	0.25	0.2	0.245	0.049	0.175	0.140	0.007
30	1.000	2	1.3	0.25	0.2	0.250	0.050	0.259	0.217	0.011
72	2.400	3	1.5	0.26	0.2	0.255	0.051	0.614	0.436	0.022
73	2.433	4	1.7	0.25	0.2	0.255	0.051	0.622	0.618	0.032
32	1.067	5	1.9	0.23	0.2	0.240	0.048	0.276	0.449	0.022
32	1.067	6	2.1	0.22	0.2	0.225	0.045	0.276	0.276	0.012
71	2.367	7	2.3	0.27	0.2	0.245	0.049	0.605	0.441	0.022
59	1.967	8	2.5	0.21	0.2	0.240	0.048	0.504	0.555	0.027
62	2.067	9	2.7	0.18	0.2	0.195	0.039	0.529	0.517	0.020
39	1.300	10	2.9	0.17	0.2	0.175	0.035	0.335	0.432	0.015
39	1.300	11	3.1	0.15	0.2	0.160	0.032	0.335	0.335	0.011
		OD	3.3	0.05	0.2	0.100	0.020		0.268	0.005
						Área Total (m^2):	0.517		Q total (m^3/s)	0.205
						V. Promedio (m/s)	0.397		Q total (l/s):	205.031

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	29/01/2011
Delta (S): 30									Hora:	14:25:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	1.1	0.14				k=	0.8	
18	0.600	1	1.3	0.21	0.2	0.175	0.035	0.158	0.126	0.004
39	1.300	2	1.5	0.21	0.2	0.220	0.044	0.335	0.247	0.011
63	2.100	3	1.7	0.23	0.2	0.230	0.046	0.538	0.436	0.020
61	2.033	4	1.9	0.23	0.2	0.215	0.043	0.521	0.529	0.023
63	2.100	5	2.1	0.20	0.2	0.195	0.039	0.538	0.529	0.021
58	1.933	6	2.3	0.19	0.2	0.220	0.044	0.496	0.517	0.023
66	2.200	7	2.5	0.25	0.2	0.235	0.047	0.563	0.529	0.025
47	1.567	8	2.7	0.22	0.2	0.200	0.040	0.403	0.483	0.019
47	1.567	9	2.9	0.18	0.2	0.180	0.036	0.403	0.403	0.014
44	1.467	10	3.1	0.18	0.2	0.16	0.032	0.377	0.390	0.012
34	1.133	11	3.3	0.14	0.2	0.140	0.028	0.293	0.335	0.009
		OD	3.5	0.14	0.2	0.070	0.014		0.234	0.003
						Área Total (m^2):	0.448		Q total (m^3/s)	0.185
						V. Promedio (m/s)	0.414		Q total (l/s):	185.311

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	02/02/2011
Delta (S): 30									Hora:	15:55:00
N (rev)	n=N/Delta (rev/s)	Vertical Nº	Dist. Origen (m)	Prof. (m)	D. entre. Vert. (m)	Prof. Media (m)	Área parcial (m^2)	V. en vert. (m/s)	V. parcial (m/s)	Q parcial (m^3/s)
		OI	1.0	0.21				k=	0.8	
15	0.500	1	1.2	0.18	0.2	0.195	0.039	0.133	0.106	0.004
34	1.133	2	1.4	0.14	0.2	0.200	0.040	0.293	0.213	0.009
56	1.867	3	1.6	0.22	0.2	0.215	0.043	0.479	0.386	0.017
58	1.933	4	1.8	0.21	0.2	0.200	0.040	0.496	0.487	0.019
55	1.833	5	2.0	0.19	0.2	0.170	0.034	0.470	0.483	0.016
56	1.867	6	2.2	0.15	0.2	0.175	0.035	0.479	0.474	0.017
57	1.900	7	2.4	0.20	0.2	0.2	0.04	0.487	0.483	0.019
45	1.500	8	2.6	0.20	0.2	0.180	0.036	0.386	0.436	0.016
40	1.333	9	2.8	0.16	0.2	0.150	0.030	0.344	0.365	0.011
21	0.700	10	3.0	0.14	0.2	0.125	0.025	0.183	0.263	0.007
23	0.767	11	3.2	0.11	0.2	0.055	0.011	0.200	0.192	0.002
		OD	3.4	0.00	0.2	0.000	0.000		0.160	0.000
						Área Total (m^2):	0.373		Q total (m^3/s)	0.136
						V. Promedio (m/s)	0.366		Q total (l/s):	136.427

Río: Arestiño			Ac=	4.79 Km^2		Molinete C2			Fecha:	17/02/2011
Delta (S): 30									**Hora:**	**15:40:00**
N (rev)	**n=N/Delta (rev/s)**	**Vertical Nº**	**Dist. Origen (m)**	**Prof. (m)**	**D. entre. Vert. (m)**	**Prof. Media (m)**	**Área parcial (m2)**	**V. en vert. (m/s)**	**V. parcial (m/s)**	**Q parcial (m3/s)**
		OI	1.2	0.34				k=	0.8	
22	0.733	1	1.4	0.29	0.2	0.315	0.063	0.192	0.153	0.010
55	1.833	2	1.6	0.23	0.2	0.260	0.052	0.470	0.331	0.017
91	3.033	3	1.8	0.32	0.2	0.275	0.055	0.774	0.622	0.034
80	2.667	4	2.0	0.33	0.2	0.325	0.065	0.681	0.728	0.047
125	4.167	5	2.2	0.27	0.2	0.300	0.060	1.061	0.871	0.052
83	2.767	6	2.4	0.30	0.2	0.285	0.057	0.707	0.884	0.050
117	3.900	7	2.6	0.33	0.2	0.315	0.063	0.993	0.850	0.054
109	3.633	8	2.8	0.32	0.2	0.325	0.065	0.926	0.960	0.062
91	3.033	9	3.0	0.28	0.2	0.300	0.060	0.774	0.850	0.051
76	2.533	10	3.2	0.25	0.2	0.265	0.053	0.647	0.711	0.038
47	1.567	11	3.4	0.23	0.2	0.240	0.048	0.403	0.525	0.025
59	1.967	12	3.6	0.12	0.2	0.175	0.035	0.504	0.453	0.016
		OD	3.8	0.08	0.2	0.100	0.020		0.403	0.008
						Área Total (m2):	**0.696**		**Q total (m3/s)**	**0.465**
						V. Promedio (m/s):	**0.668**		**Q total (l/s):**	**464.755**

Anexo II: Niveles medios diarios registrados durante los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11.

Estación hidrométrica cuenca Río Maior
Año hidrológico 2008/09
Niveles medios diarios (m)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.223	0.292	0.433	0.372	0.632	0.354
2	0.221	0.284	0.409	0.366	0.588	0.347
3	0.217	0.281	0.476	0.370	0.574	0.340
4	0.214	0.302	0.480	0.353	0.659	0.362
5	0.212	0.300	0.470	0.344	0.609	0.350
6	0.227	0.328	0.532	0.338	0.588	0.330
7	0.373	0.370	0.824	0.330	0.563	0.311
8	0.291	0.346	0.513	0.330	0.552	0.302
9	0.274	0.402	0.521	0.319	0.619	0.294
10	0.265	0.482	0.472	0.312	0.579	0.287
11	0.260	0.467	0.462	0.306	0.545	0.282
12	0.257	0.427	0.597	0.340	0.530	0.277
13	0.255	0.406	0.767	0.348	0.516	0.273
14	0.253	0.390	0.634	0.330	0.502	0.269
15	0.252	0.377	0.577	0.376	0.488	0.264
16	0.264	0.366	0.506	0.342	0.475	0.261
17	0.259	0.356	0.475	0.333	0.464	0.257
18	0.254	0.347	0.451	0.345	0.453	0.253
19	0.250	0.338	0.429	0.405	0.440	0.249
20	0.247	0.330	0.414	0.400	0.430	0.246
21	0.296	0.323	0.402	0.397	0.419	0.242
22	0.285	0.318	0.392	0.500	0.408	0.237
23	0.272	0.309	0.382	0.588	0.399	0.235
24	0.265	0.310	0.374	0.571	0.390	0.231
25	0.260	0.309	0.373	0.635	0.381	0.227
26	0.255	0.301	0.365	0.608	0.372	0.225
27	0.259	0.295	0.358	0.573	0.366	0.224
28	0.256	0.334	0.352	0.583	0.359	0.222
29	0.254	0.396	0.347	0.683		0.220
30	0.300	0.410	0.347	0.672		0.217
31	0.289		0.367	0.648		0.204

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.175	0.214	0.190	0.213	0.193	0.162
2	0.190	0.207	0.189	0.208	0.183	0.181
3	0.190	0.201	0.190	0.222	0.182	0.188
4	0.180	0.197	0.187	0.214	0.183	0.184
5	0.190	0.191	0.197	0.237	0.181	0.176
6	0.203	0.190	0.215	0.221	0.206	0.173
7	0.193	0.189	0.264	0.212	0.222	0.169
8	0.187	0.187	0.290	0.206	0.213	0.166
9	0.193	0.184	0.444	0.201	0.210	0.164
10	0.208	0.183	0.886	0.196	0.204	0.164
11	0.198	0.194	0.564	0.193	0.199	0.160
12	0.192	0.229	0.440	0.239	0.194	0.163
13	0.219	0.220	0.380	0.221	0.190	0.162
14	0.220	0.227	0.344	0.216	0.187	0.158
15	0.237	0.247	0.319	0.212	0.184	0.158
16	0.307	0.428	0.298	0.210	0.181	0.159
17	0.258	0.316	0.284	0.203	0.178	0.170
18	0.256	0.292	0.267	0.205	0.177	0.170
19	0.244	0.276	0.259	0.204	0.177	0.174
20	0.234	0.260	0.250	0.206	0.181	0.167
21	0.226	0.249	0.241	0.217	0.174	0.138
22	0.221	0.243	0.235	0.220	0.170	0.133
23	0.217	0.238	0.231	0.201	0.167	0.128
24	0.214	0.232	0.227	0.188	0.187	0.124
25	0.211	0.229	0.234	0.179	0.178	0.122
26	0.207	0.224	0.233	0.176	0.178	0.120
27	0.212	0.218	0.224	0.174	0.175	0.119
28	0.212	0.212	0.223	0.172	0.169	0.116
29	0.210	0.206	0.221	0.176	0.166	0.114
30	0.227	0.199	0.217	0.172	0.163	0.112
31		0.194		0.180	0.162	

Estación hidrométrica cuenca Río Maior
Año hidrológico 2009/2010
Niveles medios diarios (m)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.112	0.349	0.492	0.528	0.314	0.480
2	0.112	0.353	0.510	0.480	0.305	0.432
3	0.114	0.382	0.469	0.486	0.297	0.404
4	0.168	0.416	0.445	0.433	0.319	0.380
5	0.246	0.389	0.561	0.404	0.315	0.361
6	0.321	0.579	0.673	0.384	0.307	0.344
7	0.288	0.588	0.526	0.368	0.306	0.336
8	0.281	0.559	0.472	0.354	0.315	0.324
9	0.280	0.540	0.434	0.332	0.317	0.310
10	0.279	0.527	0.407	0.310	0.308	0.302
11	0.280	0.544	0.384	0.305	0.301	0.295
12	0.263	0.569	0.365	0.405	0.295	0.288
13	0.250	0.586	0.348	0.480	0.290	0.283
14	0.241	0.616	0.335	0.523	0.285	0.277
15	0.233	0.715	0.323	0.462	0.279	0.272
16	0.226	0.757	0.321	0.653	0.273	0.267
17	0.220	0.693	0.336	0.520	0.268	0.263
18	0.216	0.632	0.316	0.481	0.266	0.268
19	0.214	0.596	0.306	0.487	0.262	0.368
20	0.237	0.686	0.300	0.474	0.265	0.404
21	0.259	0.674	0.337	0.431	0.351	0.353
22	0.342	0.519	0.328	0.579	0.485	0.330
23	0.573	0.467	0.313	0.546	0.421	0.317
24	0.528	0.431	0.395	0.480	0.491	0.318
25	0.481	0.405	0.364	0.440	0.524	0.356
26	0.439	0.383	0.342	0.408	0.442	0.339
27	0.421	0.376	0.332	0.382	0.506	0.324
28	0.418	0.410	0.385	0.363	0.545	0.315
29	0.387	0.419	0.468	0.349		0.330
30	0.401	0.401	0.496	0.337		0.361
31	0.410		0.499	0.326		0.380

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.360	0.225	0.204	0.202	0.160	0.160
2	0.364	0.221	0.198	0.190	0.158	0.159
3	0.387	0.219	0.196	0.187	0.160	0.157
4	0.376	0.217	0.196	0.171	0.161	0.158
5	0.352	0.215	0.196	0.164	0.154	0.172
6	0.354	0.211	0.194	0.161	0.154	0.197
7	0.355	0.222	0.199	0.160	0.154	0.193
8	0.333	0.224	0.219	0.161	0.154	0.183
9	0.322	0.256	0.348	0.159	0.154	0.177
10	0.311	0.316	0.274	0.158	0.154	0.173
11	0.330	0.276	0.276	0.156	0.154	0.177
12	0.320	0.261	0.262	0.179	0.154	0.175
13	0.310	0.253	0.251	0.181	0.154	0.173
14	0.302	0.249	0.243	0.178	0.154	0.173
15	0.299	0.244	0.237	0.172	0.154	0.177
16	0.304	0.238	0.232	0.158	0.154	0.175
17	0.298	0.232	0.221	0.167	0.154	0.171
18	0.303	0.227	0.219	0.150	0.154	0.169
19	0.286	0.222	0.215	0.155	0.154	0.169
20	0.278	0.217	0.211	0.157	0.154	0.170
21	0.280	0.212	0.207	0.159	0.154	0.171
22	0.277	0.210	0.203	0.162	0.154	0.174
23	0.269	0.209	0.200	0.160	0.154	0.178
24	0.270	0.211	0.199	0.157	0.154	0.174
25	0.267	0.225	0.197	0.154	0.154	0.168
26	0.257	0.219	0.186	0.154	0.154	0.169
27	0.251	0.214	0.180	0.156	0.155	0.169
28	0.226	0.210	0.174	0.156	0.159	0.179
29	0.227	0.220	0.174	0.156	0.161	0.182
30	0.226	0.214	0.184	0.154	0.157	0.180
31		0.208		0.156	0.159	

Estación hidrométrica cuenca Río Maior
Año hidrológico 2010/2011
Niveles medios diarios (m)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.200	0.301	0.329	0.284	0.276	0.304
2	0.278	0.280	0.333	0.277	0.271	0.298
3	0.371	0.326	0.331	0.276	0.269	0.292
4	0.333	0.313	0.318	0.536	0.264	0.286
5	0.311	0.298	0.419	0.611	0.262	0.281
6	0.239	0.288	0.453	0.798	0.260	0.277
7	0.193	0.282	0.457	0.572	0.256	0.272
8	0.254	0.344	0.535	0.588	0.255	0.268
9	0.275	0.421	0.436	0.515	0.266	0.263
10	0.230	0.397	0.406	0.491	0.264	0.261
11	0.217	0.371	0.377	0.455	0.299	0.257
12	0.212	0.432	0.354	0.446	0.297	0.259
13	0.207	0.671	0.339	0.422	0.390	0.260
14	0.204	0.642	0.328	0.412	0.379	0.263
15	0.201	0.510	0.317	0.424	0.419	0.269
16	0.200	0.458	0.306	0.414	0.450	0.267
17	0.198	0.560	0.298	0.475	0.451	0.262
18	0.195	0.451	0.290	0.422	0.473	0.256
19	0.193	0.646	0.285	0.404	0.455	0.252
20	0.189	0.561	0.283	0.385	0.420	0.249
21	0.186	0.613	0.277	0.365	0.402	0.245
22	0.190	0.505	0.289	0.350	0.392	0.242
23	0.192	0.464	0.293	0.338	0.371	0.239
24	0.207	0.417	0.288	0.327	0.353	0.237
25	0.200	0.385	0.280	0.317	0.339	0.236
26	0.196	0.359	0.274	0.309	0.330	0.254
27	0.194	0.340	0.273	0.302	0.321	0.290
28	0.194	0.331	0.298	0.295	0.312	0.329
29	0.240	0.318	0.308	0.290		0.352
30	0.266	0.340	0.299	0.285		0.364
31	0.338		0.291	0.282		0.335

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.320	0.229	0.176	0.157	0.158	0.391
2	0.308	0.227	0.174	0.159	0.160	0.302
3	0.300	0.225	0.173	0.158	0.159	0.301
4	0.291	0.223	0.171	0.156	0.177	0.323
5	0.284	0.222	0.173	0.170	0.180	0.296
6	0.277	0.219	0.175	0.167	0.265	0.282
7	0.271	0.225	0.176	0.165	0.231	0.272
8	0.265	0.234	0.173	0.246	0.216	0.266
9	0.261	0.225	0.169	0.215	0.206	0.262
10	0.258	0.220	0.166	0.199	0.198	0.268
11	0.254	0.216	0.168	0.192	0.193	0.314
12	0.250	0.213	0.171	0.187	0.189	0.342
13	0.246	0.210	0.192	0.183	0.188	0.317
14	0.242	0.208	0.184	0.181	0.245	0.301
15	0.238	0.205	0.190	0.176	0.255	0.290
16	0.235	0.202	0.185	0.180	0.232	0.280
17	0.232	0.201	0.198	0.180	0.222	0.271
18	0.230	0.199	0.190	0.192	0.215	0.264
19	0.248	0.198	0.184	0.198	0.209	0.257
20	0.246	0.196	0.183	0.190	0.203	0.251
21	0.239	0.195	0.184	0.187	0.200	0.246
22	0.277	0.193	0.182	0.182	0.219	0.241
23	0.282	0.192	0.178	0.177	0.210	0.238
24	0.265	0.189	0.174	0.175	0.204	0.238
25	0.255	0.187	0.169	0.173	0.206	0.237
26	0.249	0.185	0.167	0.171	0.207	0.232
27	0.243	0.184	0.166	0.168	0.201	0.228
28	0.238	0.181	0.164	0.165	0.198	0.225
29	0.234	0.182	0.163	0.163	0.195	0.224
30	0.230	0.185	0.160	0.159	0.199	0.221
31		0.180		0.157	0.291	

Estación hidrométrica cuenca Río Arestiño
Año hidrológico 2008/09
Niveles medios diarios (m)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.115	0.164	0.264	0.221	0.406	0.209
2	0.114	0.158	0.247	0.217	0.374	0.204
3	0.111	0.157	0.295	0.220	0.365	0.199
4	0.109	0.171	0.297	0.207	0.425	0.214
5	0.108	0.170	0.290	0.201	0.390	0.200
6	0.118	0.190	0.335	0.197	0.374	0.190
7	0.221	0.220	0.542	0.191	0.357	0.178
8	0.164	0.203	0.321	0.191	0.349	0.171
9	0.154	0.242	0.327	0.183	0.396	0.166
10	0.147	0.299	0.292	0.178	0.368	0.161
11	0.142	0.289	0.285	0.175	0.344	0.157
12	0.139	0.260	0.381	0.198	0.333	0.153
13	0.138	0.245	0.502	0.204	0.323	0.150
14	0.137	0.233	0.407	0.191	0.314	0.148
15	0.135	0.224	0.366	0.224	0.304	0.144
16	0.144	0.217	0.316	0.200	0.294	0.142
17	0.140	0.209	0.294	0.193	0.286	0.139
18	0.137	0.203	0.277	0.202	0.278	0.136
19	0.135	0.197	0.262	0.244	0.270	0.134
20	0.132	0.191	0.251	0.241	0.262	0.132
21	0.167	0.186	0.242	0.239	0.254	0.129
22	0.159	0.182	0.235	0.312	0.247	0.125
23	0.150	0.176	0.228	0.374	0.240	0.124
24	0.145	0.177	0.223	0.362	0.234	0.121
25	0.141	0.176	0.220	0.408	0.227	0.118
26	0.138	0.170	0.216	0.388	0.221	0.117
27	0.141	0.166	0.211	0.364	0.217	0.116
28	0.139	0.194	0.207	0.371	0.212	0.115
29	0.137	0.238	0.204	0.442		0.113
30	0.169	0.248	0.204	0.434		0.111
31	0.162		0.218	0.417		0.102

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.102	0.109	0.024	0.040	0.029	0.020
2	0.102	0.104	0.023	0.036	0.030	0.033
3	0.102	0.100	0.024	0.046	0.028	0.038
4	0.102	0.097	0.022	0.040	0.029	0.035
5	0.102	0.093	0.028	0.057	0.027	0.029
6	0.101	0.092	0.041	0.045	0.036	0.027
7	0.094	0.091	0.075	0.039	0.046	0.025
8	0.089	0.089	0.093	0.035	0.040	0.023
9	0.094	0.088	0.200	0.031	0.038	0.021
10	0.104	0.087	0.508	0.028	0.034	0.022
11	0.098	0.095	0.284	0.026	0.030	0.019
12	0.093	0.120	0.198	0.058	0.030	0.021
13	0.112	0.113	0.156	0.045	0.030	0.020
14	0.113	0.118	0.131	0.042	0.030	0.020
15	0.125	0.132	0.113	0.039	0.030	0.020
16	0.175	0.261	0.099	0.038	0.031	0.020
17	0.140	0.111	0.089	0.033	0.032	0.025
18	0.139	0.095	0.078	0.034	0.030	0.025
19	0.130	0.083	0.072	0.034	0.030	0.028
20	0.123	0.073	0.065	0.035	0.033	0.023
21	0.117	0.065	0.059	0.042	0.028	0.025
22	0.114	0.061	0.055	0.045	0.025	0.028
23	0.111	0.057	0.053	0.032	0.024	0.023
24	0.109	0.053	0.050	0.032	0.037	0.025
25	0.107	0.051	0.054	0.032	0.030	0.028
26	0.104	0.047	0.054	0.030	0.031	0.023
27	0.107	0.043	0.047	0.030	0.029	0.025
28	0.107	0.039	0.047	0.030	0.025	0.028
29	0.106	0.035	0.045	0.029	0.022	0.023
30	0.118	0.030	0.043	0.031	0.020	0.025
31	0.027			0.032	0.020	

Estación hidrométrica cuenca Río Arestiño
Año hidrológico 2009/10
Niveles medios diarios (m)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.028	0.201	0.291	0.313	0.182	0.290
2	0.023	0.203	0.302	0.286	0.182	0.260
3	0.023	0.221	0.276	0.281	0.187	0.246
4	0.068	0.243	0.255	0.253	0.201	0.234
5	0.146	0.226	0.304	0.234	0.199	0.224
6	0.221	0.345	0.403	0.223	0.190	0.214
7	0.188	0.351	0.326	0.214	0.186	0.210
8	0.181	0.333	0.299	0.209	0.188	0.203
9	0.180	0.321	0.274	0.201	0.188	0.195
10	0.179	0.313	0.253	0.192	0.183	0.188
11	0.157	0.323	0.235	0.182	0.177	0.168
12	0.147	0.339	0.219	0.243	0.171	0.160
13	0.139	0.350	0.209	0.295	0.166	0.152
14	0.133	0.369	0.199	0.334	0.161	0.145
15	0.128	0.431	0.190	0.273	0.156	0.140
16	0.123	0.458	0.188	0.396	0.150	0.143
17	0.120	0.418	0.201	0.311	0.147	0.145
18	0.117	0.379	0.182	0.286	0.145	0.146
19	0.116	0.356	0.172	0.289	0.142	0.186
20	0.130	0.413	0.159	0.281	0.145	0.218
21	0.144	0.405	0.183	0.253	0.184	0.195
22	0.196	0.308	0.180	0.313	0.260	0.182
23	0.342	0.275	0.172	0.311	0.236	0.175
24	0.314	0.253	0.238	0.276	0.279	0.175
25	0.284	0.236	0.217	0.251	0.322	0.195
26	0.257	0.222	0.199	0.233	0.262	0.185
27	0.246	0.218	0.189	0.220	0.293	0.178
28	0.244	0.239	0.205	0.211	0.325	0.173
29	0.225	0.245	0.250	0.204		0.188
30	0.221	0.234	0.284	0.197		0.204
31	0.239		0.286	0.190		0.213

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.207	0.105	0.076	0.061	0.038	0.039
2	0.207	0.102	0.071	0.069	0.037	0.038
3	0.214	0.100	0.068	0.065	0.039	0.037
4	0.213	0.098	0.068	0.062	0.039	0.037
5	0.202	0.095	0.067	0.060	0.035	0.031
6	0.202	0.093	0.065	0.059	0.035	0.047
7	0.203	0.102	0.071	0.057	0.035	0.044
8	0.192	0.103	0.081	0.058	0.035	0.038
9	0.184	0.122	0.150	0.057	0.035	0.034
10	0.178	0.148	0.108	0.056	0.035	0.032
11	0.171	0.126	0.107	0.055	0.035	0.034
12	0.166	0.118	0.099	0.069	0.035	0.033
13	0.160	0.113	0.091	0.071	0.035	0.032
14	0.154	0.111	0.089	0.068	0.035	0.031
15	0.151	0.108	0.089	0.065	0.035	0.034
16	0.147	0.105	0.088	0.056	0.035	0.033
17	0.143	0.101	0.087	0.062	0.035	0.030
18	0.139	0.098	0.086	0.051	0.035	0.029
19	0.135	0.094	0.085	0.054	0.035	0.029
20	0.131	0.090	0.083	0.055	0.035	0.029
21	0.131	0.085	0.080	0.057	0.035	0.031
22	0.127	0.079	0.078	0.059	0.035	0.032
23	0.122	0.070	0.075	0.058	0.035	0.035
24	0.116	0.062	0.075	0.055	0.035	0.032
25	0.110	0.061	0.074	0.054	0.035	0.029
26	0.105	0.078	0.072	0.051	0.035	0.029
27	0.098	0.078	0.069	0.049	0.041	0.029
28	0.096	0.077	0.066	0.046	0.042	0.035
29	0.108	0.083	0.064	0.043	0.039	0.036
30	0.107	0.079	0.061	0.041	0.037	0.035
31		0.075		0.040	0.038	

Estación hidrométrica cuenca Río Arestiño
Año hidrológico 2010/11
Niveles medios diarios (m)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.035	0.164	0.215	0.171	0.161	0.189
2	0.039	0.146	0.215	0.167	0.156	0.183
3	0.104	0.140	0.215	0.167	0.154	0.177
4	0.077	0.138	0.205	0.295	0.149	0.171
5	0.078	0.132	0.305	0.353	0.147	0.166
6	0.111	0.128	0.335	0.539	0.145	0.162
7	0.070	0.127	0.345	0.380	0.141	0.157
8	0.123	0.166	0.425	0.384	0.140	0.153
9	0.141	0.227	0.283	0.345	0.151	0.148
10	0.102	0.222	0.272	0.320	0.149	0.146
11	0.091	0.205	0.254	0.301	0.184	0.142
12	0.087	0.250	0.244	0.290	0.182	0.144
13	0.083	0.330	0.235	0.289	0.275	0.145
14	0.080	0.381	0.225	0.308	0.264	0.148
15	0.078	0.323	0.215	0.328	0.304	0.154
16	0.077	0.285	0.206	0.307	0.335	0.152
17	0.075	0.333	0.200	0.336	0.336	0.147
18	0.073	0.281	0.194	0.306	0.358	0.141
19	0.071	0.402	0.189	0.289	0.340	0.137
20	0.067	0.364	0.188	0.270	0.305	0.134
21	0.064	0.406	0.181	0.250	0.287	0.130
22	0.068	0.340	0.191	0.235	0.277	0.127
23	0.069	0.317	0.192	0.223	0.256	0.124
24	0.083	0.280	0.186	0.212	0.238	0.122
25	0.077	0.259	0.178	0.202	0.224	0.121
26	0.073	0.184	0.172	0.194	0.215	0.139
27	0.071	0.225	0.169	0.187	0.206	0.175
28	0.071	0.215	0.182	0.180	0.197	0.214
29	0.111	0.205	0.187	0.175		0.237
30	0.134	0.225	0.180	0.170		0.249
31	0.196		0.175	0.167		0.220

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.205	0.118	0.076	0.057	0.055	0.138
2	0.193	0.116	0.074	0.057	0.056	0.104
3	0.185	0.115	0.073	0.056	0.049	0.100
4	0.176	0.113	0.071	0.055	0.064	0.114
5	0.169	0.112	0.071	0.065	0.065	0.104
6	0.162	0.110	0.075	0.065	0.085	0.099
7	0.156	0.114	0.075	0.062	0.069	0.097
8	0.147	0.119	0.074	0.107	0.064	0.096
9	0.145	0.112	0.072	0.082	0.060	0.097
10	0.143	0.111	0.069	0.074	0.058	0.100
11	0.140	0.108	0.068	0.070	0.056	0.110
12	0.138	0.104	0.070	0.068	0.055	0.118
13	0.135	0.102	0.078	0.066	0.056	0.116
14	0.131	0.100	0.076	0.065	0.084	0.114
15	0.128	0.099	0.078	0.063	0.084	0.113
16	0.125	0.097	0.075	0.066	0.072	0.113
17	0.123	0.092	0.082	0.065	0.068	0.112
18	0.121	0.088	0.075	0.073	0.066	0.110
19	0.138	0.090	0.072	0.072	0.063	0.107
20	0.134	0.089	0.072	0.069	0.061	0.105
21	0.129	0.089	0.074	0.067	0.061	0.103
22	0.158	0.087	0.072	0.063	0.073	0.099
23	0.157	0.085	0.069	0.061	0.068	0.101
24	0.143	0.083	0.067	0.060	0.065	0.102
25	0.137	0.081	0.063	0.060	0.067	0.099
26	0.132	0.080	0.062	0.058	0.067	0.096
27	0.128	0.080	0.061	0.056	0.064	0.094
28	0.125	0.078	0.061	0.055	0.062	0.093
29	0.122	0.079	0.059	0.055	0.061	0.091
30	0.120	0.081	0.058	0.054	0.064	0.090
31		0.078		0.054	0.108	

Anexo III: Caudales medios diarios registrados durante los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11.

Estación hidrométrica cuenca Río Maior
Año hidrológico 2008/09
Caudal medio diario observado (m^3/s)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.068	0.161	0.464	0.314	1.140	0.276
2	0.066	0.148	0.401	0.300	0.965	0.261
3	0.062	0.144	0.586	0.309	0.915	0.247
4	0.059	0.177	0.596	0.272	1.254	0.292
5	0.057	0.173	0.566	0.254	1.049	0.267
6	0.072	0.224	0.763	0.242	0.965	0.227
7	0.315	0.310	2.064	0.227	0.873	0.193
8	0.159	0.259	0.701	0.227	0.833	0.178
9	0.134	0.384	0.727	0.206	1.088	0.164
10	0.120	0.604	0.573	0.194	0.933	0.153
11	0.113	0.560	0.544	0.185	0.810	0.145
12	0.109	0.446	1.001	0.247	0.758	0.137
13	0.106	0.394	1.762	0.262	0.710	0.131
14	0.104	0.354	1.146	0.227	0.666	0.125
15	0.102	0.324	0.924	0.322	0.622	0.119
16	0.119	0.300	0.679	0.250	0.583	0.114
17	0.111	0.279	0.581	0.233	0.550	0.109
18	0.105	0.261	0.511	0.256	0.517	0.103
19	0.100	0.244	0.453	0.391	0.483	0.099
20	0.096	0.227	0.414	0.379	0.454	0.095
21	0.167	0.214	0.383	0.372	0.426	0.090
22	0.149	0.204	0.359	0.658	0.399	0.084
23	0.130	0.190	0.337	0.965	0.376	0.082
24	0.121	0.190	0.319	0.901	0.356	0.077
25	0.113	0.189	0.315	1.153	0.333	0.073
26	0.107	0.175	0.297	1.042	0.314	0.070
27	0.112	0.165	0.284	0.909	0.300	0.069
28	0.108	0.234	0.270	0.947	0.285	0.067
29	0.105	0.370	0.261	1.358		0.065
30	0.173	0.404	0.261	1.312		0.061
31	0.157		0.303	1.208		0.050

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.027	0.059	0.037	0.058	0.039	0.018
2	0.037	0.052	0.037	0.053	0.032	0.030
3	0.037	0.047	0.037	0.067	0.031	0.036
4	0.030	0.044	0.035	0.059	0.032	0.033
5	0.037	0.039	0.043	0.084	0.031	0.027
6	0.048	0.038	0.060	0.066	0.051	0.025
7	0.040	0.037	0.119	0.057	0.067	0.023
8	0.035	0.035	0.157	0.051	0.058	0.021
9	0.040	0.033	0.492	0.046	0.055	0.019
10	0.053	0.032	2.417	0.042	0.050	0.020
11	0.044	0.040	0.877	0.039	0.045	0.017
12	0.039	0.075	0.483	0.086	0.041	0.019
13	0.064	0.066	0.332	0.066	0.037	0.018
14	0.065	0.073	0.255	0.061	0.035	0.016
15	0.083	0.096	0.207	0.057	0.033	0.016
16	0.186	0.449	0.171	0.055	0.031	0.017
17	0.110	0.201	0.149	0.049	0.029	0.023
18	0.108	0.161	0.123	0.050	0.028	0.023
19	0.092	0.135	0.112	0.050	0.028	0.026
20	0.080	0.114	0.099	0.051	0.031	0.021
21	0.071	0.099	0.089	0.062	0.026	0.007
22	0.066	0.091	0.082	0.065	0.023	0.005
23	0.061	0.085	0.077	0.047	0.021	0.004
24	0.059	0.078	0.073	0.036	0.035	0.003
25	0.056	0.075	0.080	0.029	0.028	0.003
26	0.052	0.069	0.079	0.027	0.028	0.002
27	0.057	0.063	0.069	0.026	0.027	0.002
28	0.057	0.056	0.068	0.024	0.022	0.001
29	0.055	0.051	0.066	0.027	0.020	0.001
30	0.073	0.045	0.062	0.024	0.019	0.001
31		0.041		0.030	0.018	

Estación hidrométrica cuenca Río Maior
Año hidrológico 2009/10
Caudal medio diario observado (m^3/s)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.001	0.265	0.633	0.751	0.199	0.596
2	0.001	0.273	0.692	0.598	0.182	0.460
3	0.001	0.336	0.564	0.614	0.169	0.389
4	0.022	0.420	0.497	0.463	0.206	0.332
5	0.095	0.352	0.864	0.389	0.199	0.289
6	0.210	0.931	1.317	0.341	0.186	0.254
7	0.154	0.966	0.744	0.305	0.184	0.239
8	0.143	0.857	0.574	0.276	0.199	0.215
9	0.142	0.790	0.466	0.231	0.203	0.191
10	0.140	0.748	0.397	0.190	0.188	0.178
11	0.142	0.804	0.341	0.182	0.176	0.165
12	0.118	0.893	0.299	0.392	0.166	0.153
13	0.100	0.958	0.262	0.598	0.157	0.146
14	0.089	1.073	0.236	0.733	0.149	0.137
15	0.080	1.508	0.214	0.544	0.140	0.129
16	0.072	1.710	0.211	1.228	0.132	0.123
17	0.065	1.407	0.239	0.723	0.125	0.117
18	0.061	1.140	0.202	0.600	0.122	0.124
19	0.059	0.997	0.183	0.618	0.115	0.305
20	0.084	1.375	0.174	0.579	0.121	0.389
21	0.112	1.318	0.241	0.457	0.268	0.273
22	0.251	0.721	0.223	0.930	0.612	0.227
23	0.910	0.557	0.197	0.814	0.432	0.203
24	0.752	0.459	0.367	0.597	0.630	0.204
25	0.599	0.390	0.296	0.482	0.738	0.279
26	0.478	0.339	0.251	0.399	0.487	0.245
27	0.432	0.322	0.231	0.337	0.679	0.215
28	0.423	0.403	0.344	0.294	0.808	0.199
29	0.349	0.426	0.560	0.265		0.227
30	0.381	0.382	0.646	0.240		0.290
31	0.403		0.654	0.219		0.331

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.289	0.070	0.049	0.048	0.017	0.017
2	0.297	0.067	0.044	0.038	0.016	0.017
3	0.348	0.064	0.042	0.035	0.017	0.016
4	0.322	0.062	0.043	0.024	0.018	0.016
5	0.270	0.060	0.042	0.019	0.014	0.024
6	0.275	0.056	0.041	0.017	0.014	0.043
7	0.278	0.067	0.045	0.017	0.014	0.040
8	0.233	0.069	0.064	0.018	0.014	0.032
9	0.212	0.107	0.262	0.017	0.014	0.028
10	0.192	0.202	0.133	0.016	0.014	0.025
11	0.228	0.135	0.136	0.015	0.014	0.028
12	0.209	0.115	0.115	0.029	0.014	0.026
13	0.192	0.103	0.101	0.031	0.014	0.025
14	0.178	0.099	0.092	0.028	0.014	0.025
15	0.171	0.092	0.084	0.025	0.014	0.028
16	0.180	0.085	0.078	0.016	0.014	0.027
17	0.171	0.078	0.066	0.021	0.014	0.024
18	0.178	0.073	0.064	0.012	0.014	0.023
19	0.151	0.067	0.060	0.015	0.014	0.022
20	0.139	0.062	0.056	0.016	0.014	0.023
21	0.142	0.057	0.052	0.017	0.014	0.024
22	0.137	0.055	0.048	0.018	0.014	0.026
23	0.126	0.054	0.046	0.017	0.014	0.028
24	0.127	0.056	0.045	0.015	0.014	0.025
25	0.123	0.071	0.043	0.014	0.014	0.022
26	0.109	0.064	0.034	0.014	0.014	0.022
27	0.101	0.059	0.030	0.015	0.014	0.022
28	0.071	0.055	0.026	0.015	0.017	0.029
29	0.073	0.065	0.026	0.015	0.018	0.031
30	0.072	0.059	0.033	0.014	0.016	0.030
31		0.053		0.015	0.016	

Estación hidrométrica cuenca Río Maior
Año hidrológico 2010/11
Caudal medio diario observado (m^3/s)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.046	0.175	0.225	0.149	0.136	0.181
2	0.139	0.142	0.234	0.137	0.129	0.170
3	0.311	0.219	0.228	0.136	0.126	0.160
4	0.233	0.195	0.205	0.778	0.118	0.151
5	0.193	0.170	0.426	1.055	0.115	0.143
6	0.087	0.153	0.518	1.923	0.113	0.137
7	0.040	0.144	0.530	0.904	0.107	0.131
8	0.105	0.255	0.775	0.964	0.106	0.124
9	0.134	0.432	0.471	0.706	0.122	0.117
10	0.075	0.370	0.394	0.630	0.118	0.114
11	0.062	0.311	0.324	0.525	0.172	0.109
12	0.057	0.461	0.276	0.498	0.169	0.111
13	0.052	1.308	0.245	0.433	0.356	0.114
14	0.049	1.180	0.223	0.409	0.330	0.117
15	0.047	0.691	0.204	0.438	0.426	0.126
16	0.046	0.533	0.184	0.412	0.510	0.123
17	0.044	0.862	0.170	0.581	0.513	0.115
18	0.042	0.511	0.158	0.434	0.577	0.108
19	0.040	1.198	0.149	0.388	0.523	0.103
20	0.037	0.867	0.146	0.342	0.430	0.099
21	0.034	1.061	0.137	0.299	0.383	0.094
22	0.037	0.676	0.156	0.266	0.360	0.090
23	0.039	0.551	0.162	0.243	0.311	0.086
24	0.052	0.421	0.154	0.222	0.273	0.084
25	0.046	0.343	0.142	0.203	0.245	0.083
26	0.042	0.286	0.133	0.188	0.227	0.105
27	0.041	0.246	0.131	0.177	0.210	0.157
28	0.040	0.228	0.170	0.165	0.193	0.226
29	0.088	0.204	0.186	0.158		0.270
30	0.122	0.247	0.171	0.150		0.297
31	0.242		0.159	0.144		0.237

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.209	0.075	0.027	0.016	0.016	0.358
2	0.188	0.072	0.026	0.017	0.017	0.177
3	0.173	0.070	0.025	0.016	0.017	0.175
4	0.159	0.068	0.024	0.015	0.028	0.214
5	0.147	0.067	0.025	0.023	0.030	0.168
6	0.137	0.064	0.026	0.021	0.121	0.145
7	0.128	0.070	0.027	0.020	0.077	0.131
8	0.120	0.080	0.025	0.095	0.061	0.122
9	0.115	0.070	0.022	0.060	0.051	0.116
10	0.111	0.065	0.020	0.045	0.044	0.125
11	0.105	0.061	0.022	0.039	0.040	0.198
12	0.100	0.058	0.024	0.035	0.037	0.251
13	0.095	0.055	0.039	0.032	0.036	0.203
14	0.090	0.053	0.033	0.030	0.093	0.176
15	0.085	0.050	0.037	0.027	0.107	0.157
16	0.081	0.048	0.033	0.030	0.078	0.141
17	0.078	0.046	0.044	0.030	0.067	0.128
18	0.076	0.045	0.038	0.039	0.060	0.118
19	0.097	0.044	0.033	0.044	0.054	0.109
20	0.095	0.043	0.032	0.037	0.049	0.101
21	0.087	0.042	0.033	0.035	0.046	0.095
22	0.138	0.040	0.031	0.031	0.064	0.088
23	0.145	0.039	0.028	0.028	0.055	0.085
24	0.120	0.037	0.025	0.026	0.050	0.085
25	0.106	0.035	0.022	0.025	0.051	0.083
26	0.098	0.034	0.021	0.024	0.053	0.078
27	0.091	0.032	0.021	0.022	0.046	0.074
28	0.085	0.031	0.020	0.020	0.044	0.070
29	0.080	0.031	0.019	0.019	0.042	0.069
30	0.076	0.034	0.017	0.017	0.045	0.066
31		0.030		0.016	0.159	

Estación hidrométrica cuenca Río Arestiño
Año hidrológico 2008/09
Caudal medio diario observado (m^3/s)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.061	0.127	0.333	0.233	0.776	0.207
2	0.059	0.118	0.291	0.223	0.663	0.197
3	0.056	0.115	0.414	0.230	0.630	0.188
4	0.054	0.139	0.421	0.205	0.849	0.218
5	0.053	0.136	0.401	0.192	0.717	0.190
6	0.064	0.171	0.531	0.184	0.663	0.171
7	0.233	0.230	1.366	0.174	0.603	0.150
8	0.126	0.195	0.490	0.174	0.576	0.139
9	0.111	0.279	0.507	0.159	0.742	0.130
10	0.101	0.425	0.406	0.151	0.642	0.122
11	0.094	0.396	0.387	0.144	0.562	0.116
12	0.090	0.321	0.686	0.187	0.528	0.111
13	0.088	0.286	1.175	0.198	0.496	0.106
14	0.087	0.260	0.780	0.174	0.467	0.102
15	0.086	0.239	0.636	0.239	0.439	0.098
16	0.098	0.223	0.476	0.190	0.413	0.095
17	0.092	0.209	0.411	0.177	0.391	0.091
18	0.088	0.196	0.365	0.193	0.369	0.087
19	0.084	0.185	0.327	0.285	0.346	0.083
20	0.081	0.173	0.300	0.277	0.327	0.081
21	0.132	0.165	0.279	0.272	0.308	0.077
22	0.119	0.158	0.263	0.462	0.290	0.072
23	0.106	0.147	0.248	0.663	0.275	0.071
24	0.099	0.148	0.236	0.621	0.261	0.067
25	0.093	0.147	0.231	0.784	0.246	0.065
26	0.089	0.137	0.222	0.713	0.233	0.062
27	0.093	0.131	0.212	0.626	0.223	0.061
28	0.090	0.178	0.203	0.651	0.213	0.060
29	0.087	0.270	0.197	0.916		0.058
30	0.136	0.293	0.197	0.887		0.056
31	0.124		0.226	0.819		0.047

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.047	0.054	0.001	0.005	0.002	0.000
2	0.047	0.049	0.001	0.004	0.002	0.003
3	0.047	0.045	0.001	0.007	0.002	0.004
4	0.047	0.042	0.001	0.005	0.002	0.004
5	0.047	0.038	0.002	0.012	0.002	0.002
6	0.046	0.037	0.006	0.007	0.004	0.002
7	0.039	0.037	0.024	0.005	0.007	0.001
8	0.035	0.035	0.039	0.003	0.005	0.001
9	0.039	0.034	0.191	0.002	0.004	0.001
10	0.049	0.033	1.205	0.002	0.003	0.001
11	0.043	0.040	0.384	0.001	0.002	0.000
12	0.038	0.066	0.186	0.013	0.002	0.001
13	0.057	0.059	0.115	0.007	0.002	0.000
14	0.058	0.064	0.080	0.006	0.002	0.000
15	0.072	0.082	0.059	0.005	0.002	0.000
16	0.145	0.324	0.044	0.004	0.002	0.000
17	0.092	0.057	0.035	0.003	0.003	0.001
18	0.090	0.040	0.026	0.003	0.002	0.001
19	0.078	0.030	0.022	0.003	0.002	0.002
20	0.070	0.022	0.017	0.003	0.003	0.001
21	0.063	0.017	0.014	0.006	0.002	0.001
22	0.059	0.015	0.012	0.007	0.001	0.002
23	0.056	0.013	0.010	0.003	0.001	0.001
24	0.054	0.011	0.009	0.003	0.004	0.001
25	0.052	0.010	0.011	0.003	0.002	0.002
26	0.049	0.008	0.011	0.002	0.002	0.001
27	0.052	0.006	0.008	0.002	0.002	0.001
28	0.052	0.005	0.008	0.002	0.001	0.002
29	0.051	0.003	0.007	0.002	0.001	0.001
30	0.064	0.002	0.006	0.002	0.001	0.001
31		0.001		0.003	0.000	

Estación hidrométrica cuenca Río Arestiño
Año hidrológico 2009/10
Caudal medio diario observado (m^3/s)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.002	0.192	0.402	0.466	0.158	0.400
2	0.001	0.196	0.435	0.388	0.158	0.322
3	0.001	0.234	0.364	0.376	0.167	0.288
4	0.019	0.282	0.311	0.305	0.192	0.261
5	0.100	0.243	0.439	0.260	0.188	0.239
6	0.232	0.566	0.767	0.237	0.172	0.219
7	0.168	0.585	0.504	0.219	0.165	0.211
8	0.155	0.526	0.427	0.209	0.168	0.196
9	0.154	0.489	0.358	0.191	0.169	0.181
10	0.152	0.466	0.305	0.175	0.158	0.169
11	0.116	0.496	0.263	0.157	0.149	0.133
12	0.101	0.545	0.229	0.282	0.139	0.121
13	0.090	0.581	0.207	0.415	0.130	0.109
14	0.082	0.643	0.189	0.530	0.123	0.098
15	0.076	0.875	0.171	0.356	0.114	0.092
16	0.070	0.982	0.167	0.740	0.106	0.096
17	0.066	0.821	0.192	0.459	0.102	0.098
18	0.063	0.679	0.157	0.388	0.099	0.100
19	0.061	0.602	0.140	0.399	0.094	0.164
20	0.079	0.804	0.119	0.377	0.098	0.227
21	0.097	0.774	0.158	0.306	0.160	0.180
22	0.183	0.451	0.153	0.467	0.322	0.157
23	0.555	0.360	0.141	0.460	0.267	0.146
24	0.468	0.304	0.271	0.363	0.372	0.145
25	0.383	0.265	0.224	0.300	0.493	0.180
26	0.315	0.236	0.188	0.258	0.328	0.162
27	0.289	0.226	0.170	0.231	0.409	0.150
28	0.284	0.273	0.200	0.212	0.502	0.142
29	0.241	0.286	0.299	0.198		0.169
30	0.232	0.260	0.383	0.185		0.199
31	0.272		0.391	0.172		0.217

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.205	0.050	0.024	0.015	0.004	0.005
2	0.203	0.047	0.021	0.020	0.004	0.004
3	0.219	0.045	0.019	0.017	0.005	0.004
4	0.216	0.043	0.019	0.015	0.005	0.004
5	0.194	0.041	0.019	0.014	0.003	0.002
6	0.193	0.038	0.017	0.013	0.003	0.008
7	0.196	0.047	0.021	0.013	0.003	0.007
8	0.175	0.048	0.028	0.013	0.003	0.004
9	0.161	0.068	0.106	0.013	0.003	0.003
10	0.149	0.102	0.053	0.012	0.003	0.003
11	0.139	0.073	0.051	0.011	0.003	0.003
12	0.130	0.064	0.044	0.020	0.003	0.003
13	0.121	0.059	0.037	0.021	0.003	0.003
14	0.112	0.057	0.035	0.019	0.003	0.003
15	0.108	0.053	0.035	0.017	0.003	0.003
16	0.102	0.050	0.034	0.012	0.003	0.003
17	0.096	0.046	0.033	0.015	0.003	0.002
18	0.090	0.043	0.032	0.010	0.003	0.002
19	0.085	0.039	0.032	0.011	0.003	0.002
20	0.080	0.036	0.030	0.012	0.003	0.002
21	0.080	0.032	0.028	0.012	0.003	0.002
22	0.075	0.027	0.026	0.013	0.003	0.003
23	0.069	0.021	0.024	0.013	0.003	0.003
24	0.062	0.016	0.024	0.012	0.003	0.003
25	0.055	0.015	0.023	0.011	0.003	0.002
26	0.050	0.026	0.021	0.010	0.003	0.002
27	0.043	0.026	0.020	0.009	0.006	0.002
28	0.041	0.026	0.018	0.007	0.006	0.004
29	0.052	0.030	0.016	0.006	0.005	0.004
30	0.051	0.027	0.015	0.006	0.004	0.004
31		0.024		0.005	0.004	

Estación hidrométrica cuenca Río Arestiño
Año hidrológico 2010/11
Caudal medio diario observado (m^3/s)

	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo
1	0.0036	0.1266	0.2202	0.1380	0.1223	0.1699
2	0.0048	0.1000	0.2202	0.1323	0.1148	0.1585
3	0.0486	0.0916	0.2202	0.1310	0.1115	0.1479
4	0.0256	0.0885	0.2000	0.4131	0.1037	0.1380
5	0.0262	0.0805	0.4425	0.5919	0.1006	0.1302
6	0.0560	0.0757	0.5326	1.3514	0.0985	0.1236
7	0.0206	0.0742	0.5644	0.6831	0.0923	0.1168
8	0.0702	0.1305	0.8501	0.6955	0.0912	0.1095
9	0.0934	0.2446	0.3812	0.5633	0.1076	0.1023
10	0.0473	0.2355	0.3519	0.4874	0.1037	0.0998
11	0.0368	0.1998	0.3069	0.4299	0.1601	0.0942
12	0.0330	0.2984	0.2828	0.4015	0.1574	0.0966
13	0.0299	0.5180	0.2627	0.3984	0.3612	0.0991
14	0.0274	0.6867	0.2410	0.4502	0.3323	0.1030
15	0.0260	0.4944	0.2196	0.5103	0.4393	0.1119
16	0.0251	0.3855	0.2026	0.4496	0.5330	0.1084
17	0.0235	0.5273	0.1905	0.5352	0.5365	0.1007
18	0.0220	0.3756	0.1788	0.4466	0.6086	0.0936
19	0.0210	0.7615	0.1696	0.3968	0.5474	0.0882
20	0.0186	0.6259	0.1678	0.3464	0.4434	0.0840
21	0.0167	0.7758	0.1557	0.2984	0.3916	0.0788
22	0.0189	0.5474	0.1734	0.2628	0.3660	0.0749
23	0.0199	0.4785	0.1743	0.2377	0.3116	0.0710
24	0.0295	0.3729	0.1640	0.2140	0.2705	0.0683
25	0.0252	0.3197	0.1499	0.1944	0.2393	0.0674
26	0.0223	0.1615	0.1405	0.1780	0.2198	0.0899
27	0.0213	0.2413	0.1353	0.1663	0.2012	0.1443
28	0.0211	0.2202	0.1567	0.1531	0.1836	0.2187
29	0.0566	0.2000	0.1654	0.1454		0.2668
30	0.0840	0.2413	0.1534	0.1375		0.2962
31	0.1827		0.1449	0.1313		0.2311

	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre
1	0.2000	0.0640	0.0248	0.0125	0.0112	0.0895
2	0.1777	0.0619	0.0234	0.0126	0.0119	0.0488
3	0.1618	0.0600	0.0223	0.0119	0.0087	0.0448
4	0.1471	0.0582	0.0212	0.0114	0.0162	0.0599
5	0.1346	0.0569	0.0213	0.0172	0.0172	0.0492
6	0.1237	0.0548	0.0234	0.0169	0.0315	0.0439
7	0.1141	0.0591	0.0241	0.0152	0.0195	0.0420
8	0.1018	0.0654	0.0229	0.0517	0.0167	0.0412
9	0.0987	0.0573	0.0220	0.0292	0.0144	0.0416
10	0.0955	0.0563	0.0200	0.0229	0.0131	0.0450
11	0.0918	0.0525	0.0193	0.0202	0.0118	0.0552
12	0.0885	0.0492	0.0200	0.0189	0.0117	0.0643
13	0.0847	0.0467	0.0263	0.0176	0.0122	0.0618
14	0.0803	0.0450	0.0243	0.0169	0.0307	0.0596
15	0.0759	0.0437	0.0260	0.0158	0.0303	0.0587
16	0.0727	0.0417	0.0236	0.0175	0.0220	0.0578
17	0.0699	0.0377	0.0294	0.0171	0.0192	0.0569
18	0.0678	0.0344	0.0240	0.0221	0.0176	0.0553
19	0.0888	0.0356	0.0215	0.0219	0.0162	0.0522
20	0.0832	0.0350	0.0216	0.0194	0.0148	0.0502
21	0.0774	0.0344	0.0233	0.0184	0.0146	0.0483
22	0.1174	0.0330	0.0219	0.0161	0.0223	0.0443
23	0.1158	0.0314	0.0200	0.0146	0.0189	0.0457
24	0.0964	0.0297	0.0181	0.0143	0.0174	0.0469
25	0.0875	0.0283	0.0159	0.0141	0.0185	0.0438
26	0.0812	0.0278	0.0152	0.0133	0.0183	0.0410
27	0.0758	0.0272	0.0150	0.0118	0.0163	0.0395
28	0.0719	0.0259	0.0146	0.0115	0.0152	0.0385
29	0.0686	0.0264	0.0139	0.0117	0.0148	0.0367
30	0.0664	0.0285	0.0132	0.0112	0.0163	0.0354
31		0.0263		0.0112	0.0533	

Anexo IV: Resultados analíticos de la composición química del agua en las secciones de control de cada una de las cuencas.

Cuenca Rego dos Muiños (C1)

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
06/09/05														
20/10/05	25.3	18.3	105	5.8	19.8	1.6	1.6	2.5				1.1	0.3	11.1
09/11/05	16.1	15.2	90	5.5	15.2	0.9	1.3	1.9				0.6	0.1	6.2
24/11/05	18.0	13.6	89	6.0	16.8	0.8	1.3	1.4				0.3	0.3	3.8
05/12/05	16.9	13.0	82	5.8	15.6	0.4	1.1	1.0				0.4	0.4	5.0
17/01/06	15.5	13.2	87	5.8	11.0	0.4	0.5	1.8				0.8	0.1	4.7
06/02/06	20.0	12.0	112	6.2	14.3	0.4	0.5	1.9				0.4	0.2	3.1
21/02/06	12.3	14.5	100	5.9	13.4	0.4	0.6	2.0				0.4	0.2	4.6
07/03/06	14.1	13.3	105	6.2	13.1	0.4	0.6	1.9				0.2	0.1	3.6
28/03/06	17.2	15.6	96	5.9	17.3	0.6	1.0	1.7						3.7
17/04/06	20.4	16.7	88	7.0	19.3	0.6	1.1	1.6				0.2		2.2
03/05/06	24.2	19.8	109	6.1	19.7	0.6	1.0	1.6				0.4		1.6
18/05/06	21.5	20.1	117	6.0	20.1	0.5	0.9	1.6				0.2	0.1	0.9
09/06/06	25.1	24.2	111	6.2	20.8	0.6	1.1	1.6				0.2		0.4
18/08/06														
22/09/06	20.2	18.8	159.0	6.0	26.4	1.2	1.6	2.8	41.9	7.4	0.9	0.7		2.7
18/10/06	18.8	18.0	81.0	6.0	15.6	0.5	0.8	1.3	26.5	7.6	0.9	0.2	0.2	2.7
13/11/06	21.4	18.3	86.0	6.4	18.6	0.5	0.9	1.4	29.2	8.1	4.9	0.4		1.0
27/11/06	17.9	16.3	73.0	6.0	13.8	0.5	0.8	1.3	23.1	3.0	2.7	0.5	0.2	1.6
10/01/07	15.9	14.5	72.0	5.7	13.2	0.4	0.7	1.3	20.2	1.7	2.4	0.2	0.2	1.2
22/01/07	9.3	11.2	80.0	5.7	15.2	0.4	0.7	1.4	18.1	1.2	2.7	0.2	0.1	0.9
26/02/07	15.2	14.8	83.0	5.7	17.5	0.3	0.6	1.2	20.8	0.9	1.5	0.2		0.8
26/03/07	18.0	13.8	79.0	5.7	12.8	0.4	0.8	1.4	29.2	25.0	2.1	0.8	0.1	0.6
02/05/07	17.7	15.3	77.0	5.2	10.9	0.4	0.7	1.3	20.2	4.6	3.4	0.6		1.3
13/06/07	17.5	17.0	102.0	6.0	13.3	0.6	0.8	1.3	27.4		3.1	0.1		0.3
23/07/07	22.7	22.5	89.0	5.8	10.9	0.4	0.8	1.3	24.6	3.2	3.1	0.3	0.1	0.3
18/09/07														
19/11/07														

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Cuenca Rego Botireiro (C2)

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
06/09/05	22.7	19.8	59	6.5	11.1	0.4	0.8	1.1				0.6	0.3	0.2
20/10/05	21.0	18.1	74	5.6	13.1	1.3	1.4	1.9				1.4	0.3	9.5
09/11/05	16.9	15.3	74	5.6	12.4	0.8	1.2	1.0				0.3	0.2	4.9
24/11/05	17.0	12.8	61	5.6	13.0	0.7	1.8	1.4				0.1	0.1	3.6
05/12/05	14.0	13.7	65	5.9	11.9	0.2	0.8	0.6				0.1	0.1	2.2
17/01/06	16.6	13	65	5.5	7.2	0.3	0.4	1.4				0.5		3.6
06/02/06	17.0	11.8	90	5.8	10.6	0.4	0.7	1.7				0.4		3.1
21/02/06	12.1	14.8	84	5.6	10.9	0.4	0.6	1.7				0.2	0.2	4.1
07/03/06	14.4	12.9	80	5.6	10.2	0.3	0.6	1.7				0.3	0.1	3.4
28/03/06	17.2	15.5	81	5.8	15.2	0.6	1.0	1.5				0.3	0.1	3.0
17/04/06	20.4	17.3	76	6.6	14.7	0.6	1.2	1.4				0.1	0.1	2.2
03/05/06	23.4	20.2	86	5.7	15.7	0.6	1.2	1.4				0.3		1.8
18/05/06	21.9	20.8	94	5.6	16.9	0.6	1.0	1.3				0.2		1.3
09/06/06	25.6	23.2	94	5.8	16.2	0.8	1.5	1.5				0.4	0.1	0.6
18/08/06	24.7	22.8	103	5.8	18.5	1.6	2.0	1.8				0.9	0.1	5.7
22/09/06	18.3	18.0	132	5.3	19.3	1.2	1.6	2.7	31.1	6.2	0.6	0.2		11.0
18/10/06	18.3	17.8	60	5.7	11.0	0.4	0.7	1.0	19.3	6.8	1.5	0.2	0.2	2.6
13/11/06	22	18.2	76	6.2	14.4	0.6	1.2	1.2	18.3	8.2	4.0	0.3	0.2	1.5
27/11/06	18.4	16.2	61	5.9	11.4	0.5	0.7	1.1	20.0	11.8	3.7	0.4	0.1	1.6
10/01/07	15.5	13.8	56	5.2	10.5	0.5	0.6	1.1	15.7	45.6	1.8	0.1	0.1	1.2
22/01/07	8.9	11.2	65	5.4	12.2	0.5	0.8	1.2	12.2	2.6	2.7	0.1	0.1	1.2
26/02/07	15.5	14.9	68	5.3	15.0	0.4	0.7	1.1	17.2	6.1	1.5	0.1		0.8
26/03/07	17.9	13.5	76	5.4	10.8	0.6	1.1	1.2	18.9	20.9	2.1	0.5		0.8
02/05/07	18.2	14	59	4.8	8.6	0.3	0.6	1.0	14.7	4.3	2.4	0.4		1.1
13/06/07	18	17.0	90	5.2	10.5	0.7	1.1	1.1	17.1		4.3			0.2
23/07/07	21.4	20.8	72	5.3	8.7		0.7	1.0	21.4	3.0	2.7	0.3	0.2	0.3
18/09/07	19.0	16.9	103	5.6	12.8	0.9	1.7	1.6	15.6	5.5	5.5	0.3		0.1
19/11/07														

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Cuenca Rego dos Feales (C3)

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
06/09/05	20.0	17.9	177	5.3	30.0	3.2	3.1	5.3				2.5	0.1	19.0
20/10/05	17.6	16.0	180	5.4	26.8	3.0	2.4	4.1				2.5	0.1	17.8
09/11/05	23.3	20.2	133	5.3	23.5	1.4	1.7	3.0				0.7	0.2	10.3
24/11/05	16.2	11.7	131	4.9	25.1	1.0	1.4	2.0				0.4	0.1	6.2
05/12/05	16.7	12.4	127	5.1	23.5	0.5	1.2	1.4				0.6	0.2	9.8
17/01/06	15.9	12.3	116	5.0	14.8	0.6	0.6	2.4				1.3	0.3	8.9
06/02/06	17.7	9.7	143	5.4	18.6	0.4	0.5	2.9				1.1	0.1	3.9
21/02/06	10.0	12.7	143	5.5	19.6	0.5	0.6	3.3				0.3	0.1	5.6
07/03/06	15.7	12.5	135	6.1	17.9	0.4	0.6	2.7				0.3	0.1	4.4
28/03/06	17.5	13.8	127	5.4	21.7	0.7	1.0	2.1				0.2	0.1	3.2
17/04/06	17.7	14.3	139	5.1	25.2	0.7	1.1	3.5				0.6	0.2	1.5
03/05/06	21.7	16.7	153	5.2	25.6	0.6	1.0	1.9				0.3		1.0
18/05/06	21.6	17.6	150	5.4	26.2	0.5	0.8	1.8				0.4	0.1	0.6
09/06/06	24.9	20.0	158	5.4	30.3	0.7	1.4	4.5				0.3	0.1	0.9
18/08/06	22.3	19.0	145	5.3	27.0	0.7	1.0	3.5				0.5	0.1	0.9
22/09/06	19.7	18.0	138	5.2	24.0	0.6	0.9	2.7				0.5	0.1	1.5
18/10/06	19.4	17.6	103	5.2	20.1	0.6	0.8	1.6	33.0	10.0	0.8	0.5	0.1	1.7
13/11/06	20.6	16.3	127	5.3	23.9	0.5	0.8	1.9	35.0	10.1	3.3	0.5	0.1	1.5
27/11/06	17.8	15.6	103	5.2	19.4	0.5	0.7	1.6	27.2	8.7	2.4	0.7	0.1	1.2
10/01/07	15.0	13.6	103	5.1	19.0	0.6	0.7	1.6	25.9	3.0	2.2	0.3	0.1	1.0
22/01/07	9.9	10.2	104	5.1	20.0	0.4	0.6	1.6	24.0	3.2	2.7	0.4		1.3
26/02/07	16.7	14.3	111	4.6	22.1	0.6	0.7	1.5	27.9	5.2	1.1	0.2		1.0
26/03/07	16.9	13.1	110	4.9	16.4	0.6	0.9	1.7	33.8	7.3	1.7	1.5		0.9
02/05/07	17.1	14.5	116	5.1	15.6	0.6	0.8	1.6	28.6	5.0	3.7	0.5	0.1	0.7
13/06/07	17.6	17.6	151	5.9	18.4	1.3	1.2	1.6	32.8	2.4	2.4	0.6		0.5
23/07/07	22.0	18.8	118	5.7	15.3	0.4	0.8	1.6	31.3	2.8	1.2	0.2	0.2	0.5
18/09/07	18.0	16.0	110	5.8	13.2	0.4	0.8	1.4				0.2	0.1	0.5
19/11/07	14.0	13.0	105	5.9	11.9	0.4	0.8	1.3				0.2	0.2	0.5

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Cuenca Río Mallou (C4)

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
06/09/05	22.5	18.5	72	6.0	17.3	0.3	0.6	1.0				1.3	0.5	
20/10/05	21.9	16.3	90	5.8	15.5	0.6	0.9	1.6				1.8	0.2	0.5
09/11/05	18.8	15.1	79	5.7	14.6	0.4	0.8	0.5				0.4	0.1	0.5
24/11/05	15.0	12.8	74	6.0	15.0	0.4	0.8	0.8				0.2	0.2	0.2
05/12/05	18.8	14.0	78	6.1	17.2	0.2	0.9	0.7				0.7	0.2	0.5
17/01/06	14.6	12.4	74	5.9	10.3	0.3	0.5	1.3				1.3	0.2	0.6
06/02/06	19.0	10.4	81	6.4	11.9	0.2	0.4	1.4				0.5		0.4
21/02/06	11.2	11.3	92	6.2	12.4	0.2	0.5	1.5				0.1	0.1	0.4
07/03/06	15.7	12.8	85	6.3	12.3	0.2	0.5	1.5				0.1	0.1	0.1
28/03/06	18	13.7	82	6.2	20.7	0.5	0.9	1.4						0.7
17/04/06	17.6	13.9	85	6.2	18.1	0.3	0.9	1.4				0.1	0.1	0.4
03/05/06	21.5	15.4	96	6.1	18.3	0.3	0.8	1.4				0.4		0.4
18/05/06	21.7	16.2	86	6.2	18.5	0.2	0.7	1.3				0.1		0.3
09/06/06	23.8	18.8	92	6.1	20.5	0.2	0.7	1.3				0.2	0.1	0.3
18/08/06	22.4	18.8	132	5.8	26.6	1.1	1.0	1.8				1.1	0.3	0.2
22/09/06	18.8	17.9	119	6.2	22.6	1.1	0.9	1.5	26.1	5.2	1.5	1.1	0.2	0.5
18/10/06	17.6	17.1	127	5.7	21.1	1.7	1.4	2.6	31.3	11.4	1.5	0.6	0.2	9.7
13/11/06	23	15.9	105	6.3	19.9	0.7	0.9	1.6	32.2	11.6	4.3	0.3		1.7
27/11/06	17.9	15.6	102	5.6	17.0	1.2	1.2	1.9	23.3	8.6	2.7	0.5	0.2	7.8
10/01/07	15.8	14	80	5.2	12.7	1.0	0.8	1.4	17.6	2.8	1.8	3.8	0.2	4.6
22/01/07	10.5	10.8	91	5.6	16.5	0.7	0.7	1.5	17.3	3.3	2.7	0.1		2.7
26/02/07	15.6	13.9	95	5.0	19.8	0.7	0.8	1.5	23.2	4.4	0.9	0.1		3.9
26/03/07	17.3	12.8	84	5.3	13.3	0.6	0.8	1.4	26.4	8.3	1.8	1.0	0.2	2.3
02/05/07	17.5	14.3	93	6.2	12.4	0.6	0.7	1.4	20.8	5.3	1.8	0.4		1.9
13/06/07	17.9	16.3	103	5.4	19.7	1.3	1.2	1.7	20.7	5.0	1.8	0.2		0.5
23/07/07	23.0	18.2	94	5.7	12.7	0.3	0.7	1.3	24.1	2.7	1.2	0.1		0.5
18/09/07	20.0	16.5	115	6.2	16.1	0.3	0.6	1.2	20.2	0.8		0.5	0.2	0.3
19/11/07	14.0	11.5	104	6.1	15.3	0.7	0.7	1.3	20.5	9.7	1.5	0.4	0.2	0.2

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Cuenca Río da Rateira (C5)

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
06/09/05	22.1	18.9	50	6.3	10.4	0.2	0.6	0.9				2.2	0.3	0.5
20/10/05	22.4	15.8	55	5.8	5.4	0.7	0.8	1.1				2.3	0.3	5.1
09/11/05	17.1	14.1	51	5.9	10.0	0.5	0.7	0.9				0.3	0.1	1.9
24/11/05	17.3	12.4	51	6.4	10.7	0.4	0.8	0.9				0.2	0.1	1.4
05/12/05	15.9	12.6	49	6.0	10.0	0.2	0.8	0.5				0.3	0.2	1.8
17/01/06	14.3	12.0	45	6.0	4.3	0.2	0.3	0.8				0.4	0.2	1.0
06/02/06	18.5	11.4	59	6.1	7.7	0.2	0.4	1.1				0.3	0.1	1.4
21/02/06	10.2	13.6	66	6.2	8.3	0.3	0.5	1.3				0.2	0.2	1.4
07/03/06	14.5	13.1	58	6.5	7.0	0.3	0.3	1.1				0.2	0.1	1.3
28/03/06	16.9	13.7	64	6.4	14.1	0.4	0.8	1.2				0.1		1.2
17/04/06	18.9	14.5	61	6.5	13.7	0.4	0.7	1.1				0.2		1.3
03/05/06	20.9	16.3	65	6.4	13.1	0.3	0.7	1.0				0.3		1.2
18/05/06	19.9	16.6	68	6.5	13.2	0.3	0.6	1.0				0.1		1.0
09/06/06	24.9	19.2	65	6.4	14.5	0.3	0.6	1.0				0.2		1.0
18/08/06	22.3	19.7	74	6.1	17.6	0.5	0.6	1.1				0.4	0.2	0.1
22/09/06	18.5	18.1	84	6.2	20.1	0.6	0.7	1.2	25.8	3.6	2.7	0.5	0.1	0.6
18/10/06	17.7	16.5	64	5.7	11.1	0.5	0.7	0.9	18.0	4.6	0.3	0.2	0.1	2.4
13/11/06	21.3	16.1	63	6.5	14.5	0.4	0.6	1.0	26.0	7.9	4.1	0.1	0.1	1.4
27/11/06	17.8	15.3	61	5.9	10.9	0.5	0.6	1.0	19.0	6.8	2.0	0.4		2.1
10/01/07	16.0	13.6	58	5.9	11.0	0.5	0.6	1.0	15.1	0.7	1.8	0.2	0.2	1.7
22/01/07	9.2	10.9	65	5.9	11.9	0.4	0.5	1.0	13.7		2.4			2.2
26/02/07	15.2	14.1	66	5.5	14.7	0.3	0.5	0.9	16.8	4.3	2.4	0.3		1.6
26/03/07	14.9	12.8	67	5.9	10.5	0.5	0.5	1.0	19.9	7.9	1.5	0.3		1.4
02/05/07	18.0	13.3	50	5.4	7.3	0.5	0.6	0.8	10.0	3.5	1.8	0.3		1.9
13/06/07	19.1	16.7	68	6.1	9.7	1.1	0.6	0.9	13.7		3.1			1.3
23/07/07	17.1	17.1	48	5.6	6.3	0.4	0.6	0.8	16.1	1.1	3.1	0.1	0.1	1.8
18/09/07	18.5	15.5	71	6.2	10.8	0.4	0.7	0.9	12.6	0.6	0.9	0.2	0.1	1.5
19/11/07	13.0	12.5	68	6.0	10.5	0.6	0.8	1.0	13.6	4.8	2.1	0.7	0.2	1.3

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Cuenca Río Valdebois (C6)

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
06/09/05	22.7	19.2	56	6.15	14.3	0.3	0.7	1.0				1.1	0.1	0.2
20/10/05	21.0	17.6	62	5.65	11.7	0.8	0.9	1.4				1.4	0.5	4.0
09/11/05	17.1	15.3	63	5.81	13.5	0.5	0.9	1.2				0.2	0.2	1.9
24/11/05	17.0	13.7	55	5.93	11.8	0.9	0.8	1.0				0.3	0.1	1.3
05/12/05	14.0	13.3	70	5.44	13.2	0.4	1.2	0.8				0.2	0.2	4.5
17/01/06	16.6	12.8	51	5.68	5.7	0.2	0.3	1.1				0.4	0.2	1.8
06/02/06	17.0	12.5	76	6.45	9.0	0.3	0.5	1.3				1.8	0.2	1.4
21/02/06	12.1	14.8	78	6.01	9.2	0.3	0.5	1.5				0.3	0.1	2.3
07/03/06	14.4	12.9	72	5.98	8.9	0.2	0.4	1.4				0.1	0.1	1.7
28/03/06	17.2	14.7	66	5.90	15.0	0.4	0.8	1.4						1.8
17/04/06	20.4	16.2	67	6.96	15.2	0.4	0.8	1.2				0.4	0.1	1.5
03/05/06	23.4	18.8	74	5.99	15.4	0.4	0.8	1.2				0.3	0.1	1.1
18/05/06	21.9	18.4	82	6.00	15.4	0.4	0.6	1.2				0.1	0.1	0.8
09/06/06	25	20.9	75	6.20	15.9	0.4	0.7	1.2				0.1	0.1	0.6
18/08/06	24.7	20.2	77	6.20	17.0	1.0	1.1	1.2				0.6		0.7
22/09/06	18.3	17.7	96	6.04	18.3	0.7	1.2	1.6	21.7	6.1	0.9	0.5		4.1
18/10/06	18.3	17.2	57	5.64	11.7	0.4	0.6	0.9	18.8	5.5	1.2	0.2	0.2	1.7
13/11/06	22	17.3	66	6.36	15.2	0.4	0.8	1.2	20.8	4.9	3.7	0.4		1.0
27/11/06	18.4	16.4	62	5.53	12.2	0.5	0.8	1.2	20.8	7.0	2.7	0.5	0.2	1.5
10/01/07	15.5	13.9	59	5.21	9.7	0.4	0.5	1.0	15.4	2.7	3.1	0.1	0.1	1.1
22/01/07	8.9	10.5	69	5.75	12.3	0.4	0.6	1.1	12.1	0.8	2.7	0.1		1.2
26/02/07	15.5	14.7	70	5.56	15.3	0.3	0.6	1.0	17.3	2.0	2.1	0.2		1.1
26/03/07	17.9	13.6	71	5.6	10.9	0.6	0.9	1.2	19.7	15.5	2.1	0.6		0.9
02/05/07	18.2	14.1	61	4.59	8.4	0.4	0.5	0.9	13.1	4.2	1.5	0.3		1.4
13/06/07	18	16.0	82	5.48	10.7	0.5	0.6	0.9	17.0		3.7			0.8
23/07/07	21.4	21.1	66	5.35	7.9	0.3	0.5	0.9	19.9	2.9	3.7	0.2	0.2	0.5
18/09/07	19.0	16.0	88	5.90	12.2	0.5	0.7	1.0	14.2	2.1	3.4	0.4		0.2
19/11/07	15.0	12.0	81	6.06	11.9	0.5	0.7	1.0	16.1	4.5	1.8			0.5

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Cuenca Río Maior (C7)

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
03/10/2007	20.1	18.3	79	6.9	10.3	0.8	1.3	1.1	15.2	4.2	4.3	0.1	0.1	1.9
19/11/2007	13.5	12.0	70	6.1	10.0	0.8	1.0	1.1	12.6	2.3	3.1	0.7	0.3	2.5
07/12/2007	14.0	13.0	85	6.0	9.5	0.9	1.3	1.7	17.7	3.3	0.9			9.0
03/01/2008	13.9	12.7	83	5.9	9.0	0.9	1.2	1.6	18.0	4.2	2.4	0.8	0.2	8.3
06/02/2008	18.0	14.3	67	5.3	9.3	0.5	0.9	1.2	20.0	3.8	2.7	0.4		5.4
25/03/2008	17.5	13.0	68	6.0	8.5	0.4	0.9	1.1	16.5	2.1	1.2	0.7	0.6	4.3
10/04/2008	17.0	12.0	62	5.7	8.3	0.4	0.8	1.2	14.3	1.0	2.4	0.8		5.2
29/05/2008	16.0	14.5	58	5.9	6.8	0.3	0.3	0.9	10.7	1.0	4.6	0.2	0.2	4.1
30/06/2008	25.5	19.0	63	6.2	8.4	0.4	0.8	1.0	13.1	3.0	3.0	0.3		3.4
18/07/2008	26.0	19.0	66	6.2	8.4	0.3	0.6	0.9	13.9	3.8	0.6	0.2	0.6	3.2
11/09/2008	19.5	18.2	60	5.8	8.9	0.4	0.6	1.0	14.5	1.6	2.1	0.3		4.8
09/10/2008	19.4	16.6	61	5.6	8.7	0.4	0.8	1.0	11.7	4.4	2.1	0.1	0.1	4.7
20/11/2008	18.5	13.5	58	5.6	8.7	0.3	0.6	1.0	10.3	3.4	0.9			4.0
10/12/2008	12.5	12.9	56	5.9	8.2	0.3	0.5	0.9	9.5	3.3	2.4	0.3	0.1	4.0
05/02/2009	13.5	11.8	57	5.1	7.8	0.3	0.5	0.9	14.5	4.0	1.5	0.1	0.1	3.2
04/03/2009	13.0	11.8	56	5.5	7.7	0.4	0.6	0.9	22.1	4.0	1.5	0.4		2.9
15/04/2009	13.0	12.9	56	5.6	7.1	0.4	0.7	0.9	12.4	3.6	0.6	0.4	0.1	2.5
14/05/2009	18.0	14.0	53	5.9	7.6	0.3	0.8	0.9	12.8	3.7	0.9	0.1		2.3
12/06/2009	17.9	15.9	51	5.9	6.8	0.3	0.6	0.8	18.9	4.4	0.3	0.1	0.2	2.8
07/09/2009	19.1	16.0	54	6.2	7.8	0.4	0.7	0.8	21.1	4.2	2.4	0.4		2.4
09/10/2009	18.4	15.5	61	5.5	8.1	0.4	0.7	0.8	22.0	3.1	3.4	0.9	0.2	2.1

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Fecha	Tª Aire (ºC)	Tª Agua (ºC)	C.E (µS/cm)	pH	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{+2} (mg/L)	Mg^{+2} ((mg/L)	Cl^- ((mg/L)	SO_4^{-2} ((mg/L)	HCO_3^- ((mg/L)	NTK ((mg/L)	NH_4^+ ((mg/L)	NO_3^- ((mg/L)
03/10/2007	20.1	18.9	63	6.8	8.7	0.7	0.8	0.9	12.1	3.9	0.6	0.1		2.1
19/11/2007	14.0	12.0	58	6.0	8.8	0.8	0.7	0.9	9.1	1.8	0.9	0.8	0.4	2.1
07/12/2007	14.0	13.0	60	6.0	7.7	0.8	0.8	1.1	14.5	6.1	1.5	0.6		2.6
03/01/2008	13.9	13.0	77	6.0	9.3	0.5	0.7	1.3	17.6	4.4	3.1	0.7	0.3	3.5
06/02/2008	18.0	13.7	67	5.4	10.5	0.4	0.7	1.1	25.5	4.0	2.4	0.8	0.4	1.9
25/03/2008	16.5	13.0	76	5.9	9.0	0.4	0.7	1.1	37.9	2.2	2.1	1.1	0.8	1.7
10/04/2008	17.0	12.0	67	5.7	10.5	0.4	0.5	1.1	16.5	1.0	2.1	0.5	0.1	1.5
29/05/2008	16.0	14.5	60	5.8	8.5	0.4	0.2	0.9	14.2	1.9	1.8	0.4	0.2	1.5
30/06/2008	25.2	19.0	63	6.2	8.3	0.5	0.6	0.9	13.9	1.4	2.4	0.6		2.5
18/07/2008	25.0	19.0	61	5.7	8.6	0.4	0.5	0.9	14.8	5.4	1.2	0.4		2.0
11/09/2008	22.3	17.1	59	5.6	10.5	0.6	0.6	0.9	15.8	1.8	2.4	0.1	0.2	2.4
09/10/2008	20.9	15.5	60	5.3	9.5	0.4	0.6	0.9	11.9	3.4	0.6	0.4	0.2	2.1
20/11/2008	21.0	14.9	62	5.7	10.6	0.5	0.5	1.0	11.2	3.3	0.6	0.4	0.1	2.6
10/12/2008	12.5	13.1	63	5.9	9.9	0.4	0.6	1.0	9.3	3.4	1.8	0.1		2.9
05/02/2009	12.6	11.6	65	5.2	9.5	0.4	0.5	0.9	18.6	5.8	1.5	0.2		2.5
04/03/2009	13.0	11.9	62	5.6	8.3	0.5	0.6	1.0	26.1	4.4	0.6	0.6		2.1
15/04/2009	13.0	13.0	52	5.8	8.3	0.5	0.6	0.9	18.5	2.7	1.2	0.6	0.1	2.0
14/05/2009	17.5	14.1	59	5.9	8.9	0.4	0.7	1.0	14.2	3.4	0.9	0.2		2.3
12/06/2009	17.2	15.8	59	6.0	8.6	0.4	0.6	0.9	16.6	3.9	0.6	0.2	0.2	2.1
07/09/2009	18	15.3	58	5.8	8.7	0.5	0.6	0.9	17.0	3.6	3.0	0.2		2.5
09/10/2009	19.1	14.9	57	5.6	9.0	0.5	0.6	0.9	18.0	3.4	4.9	0.8		3.0

No muestreado
Río sin agua
No detectado

Anexo V: Resultados analíticos de la composición química de los lixiviados generados en la simulación en microcosmos.

Primera simulación.

TA-1	Tiempo (min)	Na(mg/L)	k(mg/L)	Ca(mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	Ph	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	22	20.0	49.8	0.0	2.5	294	6.5	3.4	0.5
Muestra 2	70	16.4	27.6	0.0	1.7	173	6.7	1.1	0.1
Muestra 3	110	12.1	19.5	0.0	1.7	133	6.9	0.5	0.1
Muestra 4	120	13.4	20.1	0.0	1.8	143	6.9		
Subsuperficial									
Muestra 1	22	24.4	46.9	2.8	4.1	423	4.2	7.7	2.1
Muestra 2	39	18.8	31.1	0.0	2.6	223	6.3	4.5	1.1
Muestra 3	56	13.9	18.4	0.0	2.2	198	6.5	4.3	1.4
Muestra 4	88	15.9	20.3	0.0	2.0	178	6.4	4.0	1.0
Muestra 5	120	16.9	20.0	0.0	2.1	202	6.5	6.4	1.1

TA-2	Tiempo (min)	Na(mg/L)	k(mg/L)	Ca(mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	60	23.0	90.5	0.6	4.5	422	6.1	5.0	1.2
Muestra 2	120	14.1	29.3	0.0	2.0	204	6.6	1.8	0.6
Subsuperficial									
Muestra 1	74	24.7	46.1	3.5	4.8	373	5.9	5.8	2.1
Muestra 2	96	20.0	29.5	1.2	3.9	270	6.1	4.8	1.5
Muestra 3	120	15.3	20.5	0.1	7.6	225	6.2	3.6	1.4

Tratamiento A	Tiempo (min)	Na(mg/L)	k(mg/L)	Ca(mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	60	23.0	90.5	0.6	4.5	422	6.1	5.0	1.2
Muestra 2	120	14.1	29.3	0.0	2.0	204	6.6	1.8	0.6
Muestra 3	36	11.7	10.8	0.0	3.6	180	7.3	0.4	0.9
Muestra 4	72	11.3	8.6	0.4	3.5	143	7.2		0.8
Muestra 5	89	11.2	6.0	0.0	3.4	129	7.2		0.8
Muestra 6	100	10.4	5.0	0.0	3.4	122	7.2		0.6
Muestra 7	120	11.0	4.4	0.0	3.4	121	7.1		0.7
Subsuperficial									
Muestra 1	15	27.8	71.4	6.5	5.6	529	6.8	10.0	3.0
Muestra 2	26	18.9	33.4	1.2	4.1	289	6.9	5.0	2.1
Muestra 3	44	12.6	18.6	0.2	3.5	179	7.1	5.0	1.9
Muestra 4	57	13.8	17.3	0.0	3.1	186	7.1	3.3	1.3
Muestra 5	94	14.0	13.9	0.0	3.0	159	7.0	1.7	0.9
Muestra 6	120	13.1	12.1	0.0	3.0	148	7.1	1.7	1.0

Tratamiento B	Tiempo (min)	Na(mg/L)	k(mg/L)	Ca(mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	15	13.1	22.4	116.0	27.8	789	8.6	10.5	4.2
Muestra 2	17	16.8	22.7	113.0	22.8	750	8.4	7.4	4.2
Muestra 3	33	15.0	15.8	83.1	14.4	450	7.9	5.3	4.6
Muestra 4	40	14.0	12.6	88.9	10.9	384	7.7	4.1	3.5
Muestra 5	50	12.3	9.0	73.0	7.4	302	7.6	1.1	2.9
Muestra 6	69	11.1	6.3	11.0	5.3	217	7.5	2.5	2.3
Muestra 7	81	11.5	4.5	7.3	4.4	153	7.5	1.7	1.9
Muestra 8	108	11.2	5.5	6.5	4.9	149	7.4	0.6	1.9
Muestra 9	120	10.6	4.3	1.7	3.1	138	7.2	0.2	2.1
Subsuperficial									
Muestra 1	51	29.9	73.6	208.6	36.0	1326	7.3	30.8	9.2
Muestra 2	120	17.8	29.2	62.7	14.7	570	7.0	13.7	5.6

Tratamiento C	Tiempo (min)	Na(mg/L)	k(mg/L)	Ca(mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	33	40.4	95.0	325.3	56.4	2000	7.9	42.0	12.1
Muestra 2	46	26.9	50.5	221.4	35.2	1247	8.0	50.1	9.8
Muestra 3	61	19.5	31.0	140.9	22.3	864	8.2	40.6	6.1
Muestra 4	76	13.5	21.9	73.4	11.7	560	8.2	20.8	3.9
Muestra 5	92	12.9	18.3	59.9	8.5	408	8.3	13.1	2.4
Muestra 6	120	11.0	14.0	34.0	6.7	319	8.3	15.3	1.8
Subsuperficial									
Muestra 1	103	30.0	122.3	83.6	28.5	1065	7.1	41.4	12.3
Muestra 2	120	16.6	50.1	22.9	9.1	510	7.3	19.1	7.1

Tratamiento D	Tiempo (min)	Na(mg/L)	k(mg/L)	Ca(mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	50	28.6	89.7	155.4	25.8	1122	8.8	23.2	5.9
Muestra 2	66	29.2	50.6	109.5	16.0	865	8.6	17.8	6.6
Muestra 3	83	17.7	25.7	62.6	10.0	552	8.7	11.4	4.1
Muestra 4	99	16.5	22.5	28.6	7.1	382	8.7	8.9	3.2
Muestra 5	120	14.8	15.1	18.3	5.5	287	8.7	7.3	2.3
Subsuperficial									
Muestra 1	56	115.9	118.6	265.4	61.2	2240	6.5	61.0	19.8
Muestra 2	71	65.7	98.1	183.2	44.0	1621	6.7	42.8	15.1
Muestra 3	91	46.3	68.8	89.2	24.4	1046	6.8	31.9	11.2
Muestra 4	109	35.6	54.5	66.1	14.9	778	6.8	25.0	8.6
Muestra 5	120	29.0	41.2	37.2	11.1	630	6.9	22.2	6.9

Segunda simulación

TA-1	Tiempo (min)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	24	12.9	19.2	3.9	2.4	190	6.9	11.5	0.4
Muestra 2	65	11.3	12.3	3.1	1.9	145	6.9	5.0	0.4
Muestra 3	87	13.4	11.3	3.3	1.9	130	7.0	2.7	0.2
Muestra 4	107	11.0	8.6	3.6	2.0	113	6.9	2.8	0.2
Muestra 5	120	10.5	6.9	3.3	2.1	123	7.0	1.9	0.2
Subsuperficial									
Muestra 1	24	19.1	30.6	2.2	1.4	240	7.1	21.5	0.7
Muestra 2	65	15.1	21.5	2.3	1.4	187	6.8	14.0	0.4
Muestra 3	87	15.0	19.2	2.6	1.5	181	7.0	12.5	0.4
Muestra 4	107	14.8	19.0	3.0	1.7	175	6.9	13.5	0.3
Muestra 5	120	13.8	17.9	2.7	1.6	171	6.9	13.0	0.3

TA-2	Tiempo (min)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	24	14.7	18.8	4.3	1.9	190	6.9	8.1	0.7
Muestra 2	53	12.5	17.6	3.5	1.9	162	7.1	4.8	0.5
Muestra 3	81	11.2	12.6	2.8	1.6	139	7.0	3.0	0.4
Muestra 4	102	10.9	10.6	2.8	1.5	115	7.1	1.5	0.2
Muestra 5	120	10.4	7.7	3.0	1.7	118	7.0	1.0	0.2
Subsuperficial									
Muestra 1	24	29.5	20.9	4.9	1.7	275	7.1	20.0	1.1
Muestra 2	53	17.3	31.4	3.6	1.9	211	7.1	14.4	0.8
Muestra 3	81	16.0	25.8	3.0	1.5	180	7.0	11.3	0.8
Muestra 4	102	13.6	16.5	2.8	1.5	159	7.1	8.8	0.7
Muestra 5	120	13.3	15.9	2.9	1.5	159	7.0	9.4	0.7

Tratamiento A	Tiempo (min)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	18	17.0	16.5	11.0	4.2	237	7.1	5.8	2.0
Muestra 2	42	12.8	12.2	6.5	2.6	175	7.2	2.0	1.5
Muestra 3	75	11.4	10.2	4.4	1.8	149	7.2	1.0	0.9
Muestra 4	98	11.0	8.2	4.5	1.7	139	7.4	0.5	0.3
Muestra 5	120	10.9	6.6	4.3	1.6	133	7.4	0.4	0.4
Subsuperficial									
Muestra 1	42	18.2	14.9	5.8	2.6	219	7.2	14.2	1.9
Muestra 2	60	13.3	12.1	3.8	1.9	170	7.0	8.3	1.5
Muestra 3	75	13.8	13.1	4.2	1.9	162	7.2	6.7	1.2
Muestra 4	98	12.2	9.9	3.8	1.8	153	7.2	5.8	0.8
Muestra 5	120	12.5	8.3	3.6	1.7	148	7.1	4.6	0.9

Tratamiento B	Tiempo (min)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	18	13.1	13.5	22.9	4.0	269	7.1	2.4	3.5
Muestra 2	38	10.7	8.0	10.9	2.8	192	7.4	1.4	2.4
Muestra 3	55	10.6	6.8	9.6	2.6	165	7.4	1.1	1.8
Muestra 4	74	10.2	5.6	8.5	2.2	151	7.4	0.5	1.8
Muestra 5	91	10.2	4.5	8.3	1.9	135	7.4	0.4	1.1
Muestra 6	120	11.4	4.1	8.0	1.8	135	7.3	0.1	1.3
Subsuperficial									
Muestra 1	91	21.4	37.3	19.3	5.5	382	7.3	16.5	5.3
Muestra 2	120	13.3	24.1	10.8	3.0	247	7.4	4.0	3.7

Tratamiento C	Tiempo (min)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	28	14.9	14.0	40.0	6.8	372	7.7	6.9	1.2
Muestra 2	57	11.0	7.5	19.9	4.0	217	7.8	3.3	0.8
Muestra 3	70	10.9	4.9	14.3	2.4	146	8.0	1.0	0.6
Muestra 4	95	9.5	3.8	11.5	2.2	143	7.9	1.5	0.5
Muestra 5	108	10.0	3.4	9.0	1.8	141	7.8	0.6	0.7
Muestra 6	120	9.5	3.1	9.2	1.8	129	7.7	0.5	0.6
Subsuperficial									
Muestra 1	57	23.2	20.0	11.6	4.5	556	7.4	21.3	3.7
Muestra 2	95	13.7	42.0	5.8	2.1	307	7.4	10.6	2.2
Muestra 3	120	12.0	30.5	5.1	1.5	238	7.4	6.9	2.7

Tratamiento D	Tiempo (min)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	C.E (µS/cm)	pH	Nitratos(mg/L)	Amonio(mg/L)
Superficial									
Muestra 1	52	11.0	8.1	21.6	3.6	202	7.8	1.1	0.8
Muestra 2	66	9.7	5.7	17.2	2.7	170	7.9	0.4	0.8
Muestra 3	83	9.4	4.0	13.7	2.1	142	7.9		0.7
Muestra 4	102	9.4	3.6	15.0	2.1	146	7.8		0.4
Muestra 5	120	9.4	3.7	12.6	2.1	146	7.7		0.4
Subsuperficial									
Muestra 1	34	27.1	37.1	30.5	7.7	502	7.3	8.8	7.7
Muestra 2	52	20.2	25.7	23.2	6.8	394	7.1	5.4	5.9
Muestra 3	66	15.4	20.3	17.0	4.6	310	7.1	3.7	5.6
Muestra 4	83	14.0	20.4	14.2	3.8	291	7.1	2.9	4.7
Muestra 5	102	13.6	18.6	12.4	3.4	270	7.1	2.5	4.4
Muestra 6	120	12.3	17.0	10.6	2.9	247	7.1	2.0	4.2

Tercera simulación

Tratamiento B	Tiempo (min)	C.E (µS/cm)
Superficial		
1A	19	188
2A	48	137
3A	69	129
4A	85	123
5A	100	123
6A	114	118
7A	120	118
Subsuperficial		
1B	29	188
2B	48	160
3B	69	154
4B	85	146
5B	110	144
6B	120	118

Tratamiento C	Tiempo (min)	C.E (µS/cm)
Superficial		
1A	30	191
2A	49	156
3A	65	143
4A	85	139
5A	102	132
6A	120	131
Subsuperficial		
1B	49	385
2B	76	294
3B	102	236
4B	120	206

Anexo VI: Descripción de los métodos estadísticos utilizados.

1.- Análisis estadístico de los datos climatológicos.

Pruebas de tendencia:

Test de Mann-Kendall: Los n valores de la serie se $(x1, x2, \ldots\ldots, xn)$ se reemplazan por sus respectivos rangos $(R1, R2, R3, \ldots\ldots, Rn)$ y el estadístico S se determina como:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1}\left(\sum_{j=i+1}^{n} \operatorname{sgn}\left(Rj - Ri\right)\right)$$

donde:
$sgn = 1\, para\, X > 0$
$sgn = 0\, para\, X = 0$
$sgn = -1\, para\, X < 0$

Si Ho es verdadera los valores de μ y σ se distribuyen normalmente y se estiman como:

$$\mu = 0 \text{ y } \sigma = \mathrm{n}\left(\mathrm{n} - 1\left(2\mathrm{n} + 5\right)/18\right)$$

El estadístico z se determina:

$$\mathrm{z} = \left|\mathrm{S}\right| / \sigma^{0.5}$$

Un valor positivo de S indica que hay una tendencia creciente y viceversa.

Test de Spearman's Rho: Funciona igual que el test de Mann-Kendall, el estadístico ρ es el coeficiente de correlación estimado a partir de los rangos de la serie y, se estima como:

$$\rho_{\mathrm{s}} = \mathrm{S}_{\mathrm{xy}} / \left(\mathrm{S}_{\mathrm{x}}\mathrm{S}_{\mathrm{y}}\right)^{0.5}$$

donde:

$$S_x = \sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \bar{x}\right)^2,\ S_y = \sum_{i=1}^{n}\left(y_i - \bar{y}\right)^2$$

$$\mathrm{S}_{\mathrm{xy}} = \sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}\left(\mathrm{x}_{\mathrm{i}} - \bar{\mathrm{x}}\right)^2\left(\mathrm{y}_{\mathrm{i}} - \bar{\mathrm{y}}\right)^2$$

El estadístico $\rho_{\mathrm{S}}\sqrt{\mathrm{n}-1}$ se distribuye normalmente con μ = 0 y σ_2=1.

Test de regresión lineal: Esta es una prueba no paramétrica que supone que los datos se distribuyen normalmente. Comprueba si hay una tendencia lineal mediante el examen de la relación entre el tiempo (x) y la variable de interés (y). El gradiente de regresión se calcula por:

$$\mathrm{b} = \sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}\left(\mathrm{x}_{\mathrm{i}} - \bar{\mathrm{x}}\right)^2\left(\mathrm{y}_{\mathrm{i}} - \bar{\mathrm{y}}\right)^2 / \sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}\left(\mathrm{x}_{\mathrm{i}} - \bar{\mathrm{x}}\right)^2$$

La prueba estadística S es:

$$S = b / \sigma$$

donde:

$$\sigma = \sqrt{12\sum_{i=1}^{n}\left(y_i - a - bx_i\right)/\left(n(n-2)\left(n^2-1\right)\right)}$$

La prueba estadística S sigue una distribución t de Student con n-2 grados de libertad. Esta prueba supone que los datos se distribuyen normalmente.

Método de doble masa: Este método es de gran utilidad en la detección de la falta de homogeneidad en las series hidrológicas de forma gráfica, sirviendo de herramienta adicional a las pruebas descritas anteriormente. El método tiene como base que al representar en los ejes de coordenadas las parejas de puntos definidos por las acumulaciones sucesivas de dos series de valores, con un mismo período de observaciones, la curva resultante será una curva recta siempre y cuando los valores de las dos series sean proporcionales, de esta manera la pendiente de la recta representa la constante de proporcionalidad de las dos series (Teoría de la curva de doble masa: Heras, 1970; WMO, 1994).

En el caso de observar un cambio de pendiente de la curva tendremos un indicio de que existe una variación de la constante de proporcionalidad de las dos variables. Este cambio de pendiente en la recta estaría ligado a la alteración de la homogeneidad de la serie. Generalmente la serie objeto de estudio se compara con el promedio de las acumulaciones de un grupo de series de la región, logrando de esta manera que la variable tipo se vea menos afectada por los valores individuales que puedan existir en algunas de las variables del grupo.

Pruebas para cambios abruptos en la media/mediana:

- Test de CUSUM: Esta prueba evalúa cuando las medias en dos partes de la serie resultan diferentes (en un punto de cambio (año) desconocido). El estadístico se calcula como:

$$\mathrm{V_k} = \sum_{\mathrm{i=1}}^{\mathrm{k}} \mathrm{sgn}\left(\mathrm{x_i} - \mathrm{x_{median}}\right) \qquad k = 1,2,3\ldots..,n$$

donde:

$sgn = 1\ para\ X > 0$
$sgn = 0\ para\ X = 0$
$sgn = -1\ para\ X < 0$
$\mathrm{x_{median}}$: mediana de la serie

La distribución de Vk sigue el estadístico de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras. Un valor negativo de Vk indica que la última parte del registro tiene una media superior a la primera parte y viceversa.

-Test de desviación acumulada (Cumulative desviation test): Este método prueba si las medias de dos partes de la serie son diferentes (para un tiempo indeterminado de cambio). El propósito de esta prueba es detectar cambios en la media de la serie después de un número de observaciones. Las desviaciones acumuladas de las medias se calculan:

$$\mathrm{S_0^*} = 0 \qquad \mathrm{S_k^*} = \sum_{\mathrm{i=1}}^{\mathrm{k}} \left(\mathrm{x} - \overline{\mathrm{x}}\right) \qquad k = 1,2,3\ldots..,n$$

y el ajuste parcial de las sumas se obtienen dividiendo los valores de S_k* por la desviación estándar:

$$\mathrm{S_k^{**}} = \mathrm{S_k^*} / \mathrm{D_X}$$

$$D_x^2 = \sum_{i=1}^{n} (x_i - \bar{x})^2 / n$$

El estadístico Q es:

$$Q = \max(Z_k^{**})$$

y se calcula para cada año con el mayor valor que indica el punto de cambio.

Un valor negativo de Sk^* indica que la última parte de la serie tiene una media superior a la primera parte y viceversa.

- *Test de razón de probabilidad de Worsley (Worsley Likelihood Ratio):* Se evalúa cuando las medias en dos partes de la serie resultan diferentes (en un punto de cambio (año) desconocido). Las desviaciones acumuladas (S^*_k) se estiman como:

$$Z_k^* = [k(n-k)]^{0.5} S_k^*$$
$$Z_k^{**} = Z_k^* / D_x$$

La prueba estadística W es:

$$W = \left((n-2)^{0.5} V\right) / \left(1 - V^2\right)^{0.5}$$

donde:

$$V = \max(Z_k^{**})$$

Un valor negativo de W indica que la última parte del disco tiene una media superior a la primera parte y viceversa.

Pruebas para diferencias en la mediana/ media en dos períodos:

- *U* de Mann-Whitney (Rank-Sum Test): Se evalúa cuando existen diferencias significativas en las medianas de dos períodos. Inicialmente se calculan los rangos R de los elementos de la serie y la suma S de éstos.

Los valores teóricos de μ y σ se estiman como:

$$\mu = n(N+1)/2 \quad \text{y} \quad \sigma = [nm(N+1)/12]^{0.5}$$

El estadístico Z_{rs} se distribuye normalmente y se estima como:

$$Z_{rs} = (S - 0.5 - \mu)/\sigma \quad \text{si} \quad S > \mu$$
$$Z_{rs} = 0 \quad \text{si} \quad S = \mu$$
$$Z_{rs} = (S + 0.5 - \mu)/\sigma \quad \text{si} \quad S < \mu$$

- **t de Student t-test):** Evalúa si existen diferencias significativas en las medias de dos períodos. El estadístico t se define como:

$$t = (\bar{x} - \bar{y}) / S\sqrt{1/n + 1/m}$$

donde:

$\bar{x}$ e $\bar{y}$: son los valores medios del del 1er y 2do período respectivamente.
S: es la desviación estándar de la serie.

Pruebas de aleatoriedad.

- *Test de cruce de medias (Median Crossing Test)*: Los n valores de las series de tiempo se sustituyen por 0 si x<xmediana y por 1 si xi>xmediana. Si los datos de las series temporales vienen de un proceso aleatorio, entonces m (el número de veces 0 seguido de 1 ó 1 seguido por 0) es de aproximadamente una distribución normal:

$$\mu = (n-1)/2 \text{ y } \sigma = (n-1)/4$$

El estadístico z es definido por:

$$z = |m - \mu| / \sigma^{0.5}$$

- *Test de puntos de inflexión (Turning Points Test):* A los n valores de la serie se les asigna: 1 si:

$$xi-1 < xi > xi+1 \; o \; xi-1 > xi < xi+1$$

de lo contrario se les asigna 0. El número de veces que aparece 1 (m*) es aproximadamente una distribución normal con:

$$\mu = 2(n-2)/3 \text{ y } \sigma = (16n-29)/90$$

El estadístico z es definido por:

$$z = |m^* - \mu| / \sigma^{0.5}$$

- *Test de diferencia de rangos (Rank Difference Test):* El estadístico *U* es la suma absoluta de la diferencia de rangos R:

$$U = \sum_{i=2}^{n} |R_i - R_{i-1}|$$

Para valores grandes de n, U se distribuye normalmente con:

$$\mu = (n+1)(n-1)/3$$
$$\sigma = (n-2)(n+1)(4n-7)/90$$

El estadístico z se determina:

$$z = |U - \mu| / \sigma^{0.5}$$

- *Test de autocorrelación (Autocorrelation Test):* El coeficiente de autocorrelación de orden 1 se estima como:

$$r_l = \frac{\sum_{i=1}^{n} (x_i - \bar{x})(x_{i+1} - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n} (x_i - \bar{x})^2}$$

Si la serie analizada es aleatoria entonces los valores esperados de la media y la varianza son:

$$E(r_l) = -1/n$$
$$Var\ (r_l) = \left(n^3 - 3n^2 + 4\right)/\left(n^2\left(n^2 - 1\right)\right)$$

El estadístico Z se determina:

$$Z = \left|r_l - E(r_l)\right| / Var\left(r_l\right)^{0.5}$$

2.- Análisis de la frecuencia de la precipitación.

- *Distribución lognormal (LN(2):* La probabilidad de la función de densidad de una distribución logarítmica normal de la variable x con dos parámetros (LN(2)) está dada por:

$$f(x) = \frac{1}{x\sigma_y\sqrt{2\pi}}\ exp^{\left\{\frac{[\log(x)-\mu_y]^2}{2\sigma_y^2}\right\}}$$

donde:
μ y σ_y son la desviación media y estándar de los logaritmos naturales de x.

- *Estimación por máxima verosimilitud de los parámetros* μ *y* α*:* La estimación de los parámetros μ y α se puede realizar a partir del método de máxima verosimilitud MV, donde el logaritmo del funcional de verosimilitud *l(*μ,α) se expresa como:

$$l(\mu,\alpha) = N\ln\alpha - \alpha\sum(x_t - \mu) - \sum\exp[-\alpha(x_t - \mu)]$$

Al igualar a cero las derivadas de dicha función respecto a sus dos parámetros

$$\partial l/(\partial\mu) = 0$$

$$\partial l/(\partial\alpha) = 0$$

se tiene el sistema de dos ecuaciones:

$$\sum\exp[-\alpha(x_t - \mu)] = N \qquad (*)$$

$$N/\alpha - \sum(x_t - \mu) + \sum(x_t - \mu)\exp[-\alpha(x_t - u)] = 0$$

El sistema anterior no tiene solución explícita, por lo que tras varias operaciones se obtiene:

$$1/\alpha = \bar{x} - \{\sum x\ \exp(-\alpha x)\}/\{\sum\exp(-\alpha x)\}$$

$$\exp(-\alpha\mu) = \sum\exp(-\alpha x)/N$$

La ecuación * sólo contiene el parámetro α y puede ser resuelta a partir del método iterativo de Newton-Raphson; al sustituir α en la ecuación 3-58, se obtiene μ. Para la solución se ha empleado una solución más general basada en el método de Newton-Raphson descrito por Clark (1994). Esta se basa en iniciar el proceso iterativo a partir de los valores μ_0 y α_0 determinado por el método de los momentos, donde los estimados están dados por $\mu_0 + \Delta\alpha$ y $\alpha_0 + \Delta\alpha$, en las que $\Delta\mu$ y $\Delta\alpha$ son las soluciones del siguiente sistema lineal de dos ecuaciones:

$$a_{11}\Delta\mu + a_{12}\Delta\alpha = b_1 \quad *$$
$$a_{21}\Delta\mu + a_{22}\Delta\alpha = b_2$$

donde:

$$a_{11} = \alpha^2\ Z$$

$$a_{12} = a_{21} = N - Z - \alpha W$$
$$a_{22} = -N/\alpha^2 - V$$
$$b_1 = -N\alpha + \alpha Z$$
$$b_2 = -N/\alpha + \sum(x_t - \mu) - W$$

$$Z = \sum \exp[-\alpha(x_t - \mu)]$$
$$W = \sum (x_y - \mu) \exp[-\alpha(x_t - \mu)]$$
$$W = \sum (x_y - \mu)^2 \exp[-\alpha(x_t - \mu)]$$

La realización del proceso de cálculo iterativo anterior, en la práctica resulta fácil de programar, y normalmente converge antes de siete iteraciones (Álvarez, 2000).

Pruebas de bondad de ajuste.

- *Prueba de Kolmogorov-Smirnov:* Esta prueba consiste en comparar el máximo valor absoluto de la diferencia D entre la función de distribución de probabilidad observada $F_0\,(Xm)$ y la estimada $F(X_m)$

$$D = máx|F_0\,(X_m) - F\,(X_m)\,|$$

donde:

m: es el número del orden del dato X_m en una lista de mayor a menor.
n: es el número total de datos.

con un valor crítico d que depende del número de datos y el nivel de significancia seleccionado. Si $D < d$ se acepta la hipótesis nula que la función de distribución de probabilidad es $D\,(\alpha, \beta, \dots)$, donde los valores de α que se usan normalmente son del 10, 5 y 1%. El valor de α, en la teoría estadística, es la probabilidad de rechazar la hipótesis nula.

Esta prueba tiene la ventaja sobre la x^2 de que compara los datos con el modelo estadístico sin necesidad de agruparlos. La función de distribución de probabilidad observada se calcula como:

$$F_0(X_m) = 1 - \frac{m}{n+1}$$

3.- Análisis estadísticos de los datos experimentales.

- **Correlación de Pearson:** El coeficiente de correlación de Pearson es un coeficiente que permite estudiar el grado de relación lineal existente entre dos variables cuantitativas. Se obtiene tipificando el promedio de los productos de las puntuaciones diferenciales (desviaciones de la media) de cada caso en las dos variables correlacionadas:

$$r_{xy} = \frac{\sum x_i y_i}{n\, S_x S_y}$$

(x_i e y_i están referidos a las puntuaciones diferenciales de cada par; n al número de casos; S_x y S_y a las desviaciones típicas de cada variable).

El coeficiente de correlación de Pearson toma valores entre -1 y 1: un valor 1 indica relación lineal perfecta positiva; un valor de -1 relación lineal perfecta negativa (en ambos casos los puntos del correspondiente diagrama de dispersión se encuentran dispuestos en una línea recta); un valor de 0 indica relación lineal nula. El coeficiente r_{xy} es una medida simétrica: la correlación entre x_i e y_i es la misma que entre y_i y x_i. Es importante tener presente que un coeficiente de relación alto no indica causalidad.