

## IDENTIFICACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS AGRARIAS PARA MITIGAR LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN UNA ZONA VULNERABLE DE LA RIOJA (ESPAÑA)

Margarita Ruiz-Ramos<sup>1</sup>, Nuria Vázquez<sup>2</sup>, José Luis Gabriel<sup>3</sup> y Miguel Quemada<sup>3</sup>

1: Instituto de Ciencias Ambientales  
Univ. Castilla-La Mancha  
Toledo  
e-mail: margarita.ruiz@uclm.es

2: Centro de Investigación y Desarrollo Agrario (CIDA)  
NA-134, km 88, 26071, La Rioja  
e-mail: tecnologia.cida@larioja.org

3: Departamento de Producción Vegetal: Fitotecnia  
Universidad Politécnica de Madrid  
Ciudad Universitaria s/n, 28008 Madrid  
e-mail: miguel.quemada@upm.es, web:<http://www.etsia.upm.es/GRUPOSINV/AgSystems>

**Palabras clave:** Buenas prácticas agrarias, contaminación nitratos, zonas vulnerables

**RESUMEN.** *En zonas vulnerables a la contaminación por nitratos son necesarias prácticas agrícolas sostenibles que minimicen la lixiviación. El modelo de cultivos STICS fue validado para viñedo en La Rioja (España) y acoplado a un sistema de información geográfica para evaluar el efecto de prácticas agrícolas en la lixiviación de nitratos. Ocho escenarios de manejo, combinación de dos concentraciones de nitrato en agua de riego y cuatro niveles de aplicación de residuos orgánicos, fueron simulados. Las prácticas para mitigar la lixiviación de nitratos fueron: i) regar con agua del río Ebro en lugar de subterránea, ii) limitar la aplicación de nitrógeno en residuos a 60 kg N ha<sup>-1</sup> cada dos años si no se considera el tipo de suelo, iii) aumentar la aplicación hasta 170 kg N ha<sup>-1</sup> anual si se hace en función del tipo de suelo. Estas prácticas producirían un excedente de residuos orgánicos que demandaría una planificación regional.*

**ABSTRACT.** *Sustainable agricultural practices are needed to minimize nitrate leaching in vulnerable zones. The crop simulation model STICS was validated for vineyards in La Rioja (Spain), and coupled to a geographic information systems to evaluate the effect of agricultural practices on nitrate pollution. Eight management scenarios combining two nitrate concentrations in irrigation water and four levels of organic manure application were simulated. Good agricultural practices to mitigate nitrate pollution identified were: i) use water from the Ebro river, not ground water, for irrigation, ii) limit application of organic manure to the equivalent of 60 kg N ha<sup>-1</sup> every two years unless management is done on the basis of soil type; iii) increase application of organic manure up to the equivalent of 170 kg N ha<sup>-1</sup> if conducted based on soil type. These practices would result in a local surplus of organic manures that would require planning at a regional scale.*

### 1. INTRODUCCIÓN

La legislación europea pide a los estados miembros designar como zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (ZVN) la superficie de su territorio que afecta a cuerpos de agua que rebasen un límite establecido (50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup>; DOCE, 1991). La sostenibilidad de estas zonas depende de lograr encontrar prácticas de cultivo que mantengan la rentabilidad de los agricultores minimizando el impacto ambiental en los ríos y acuíferos. La contaminación difusa es difícil de evaluar a nivel de cuenca, debido principalmente a incertidumbres en el tiempo

de transferencia, variabilidad espacial y diversidad de las prácticas agrarias (Beaudoin et al., 2008). Los modelos de simulación de cultivo acoplados a sistemas de información geográfica pueden superar estas limitaciones y han sido utilizados en ocasiones para predecir el efecto de prácticas agrarias en el rendimiento y en el impacto en aguas subterráneas (Trabada-Crende y Vinten, 1998; 2004; Ledoux et al, 2007).

Son muchos los modelos que simulan la lixiviación de nitratos en la zona saturada (Follet et al., 1991; Wu y McGechan, 1998). En muchos casos estos modelos se centran en la simulación del agua y el N en el suelo, prestando poca atención a la planta. El cultivo es considerado como un sumidero de N, siendo su absorción estimada a partir de coeficientes o de rendimientos medios. Los modelos que simulan la evolución temporal del desarrollo y crecimiento de los cultivos pueden mejorar las estimaciones de N absorbido por la planta y así del N que potencialmente puede lixiviarse (Brisson et al., 2003).

El Valle del Ebro es un área con abundantes zonas de regadío y un problema importante de contaminación de aguas subterráneas (MMA, 2004). Las Comunidades Autónomas afectadas han declarado varias ZVN, entre las que se encuentra una parte del valle que alimenta el acuífero cuaternario de Aldeanueva (La Rioja). El objetivo de este trabajo era identificar buenas prácticas agrarias (BPA) que pudiesen mitigar la contaminación por nitratos en esta ZVN, cuantificando el efecto en la producción y en el nitrato lixiviado por debajo de la zona radicular en viñedos en regadío. Para evaluar distintas prácticas agrarias en los diferentes suelos de la ZVN se realizó la evaluación acoplando un modelo de cultivo y un sistema de información geográfica. El modelo seleccionado fue STICS (Brisson et al., 2003) porque dispone de subrutinas que específicamente simulan el crecimiento y desarrollo del viñedo, así como los principales componentes del balance de agua y N.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio y datos de campo

El trabajo se centró en la ZVN (ca. 850 ha) de Aldeanueva (La Rioja). Situada sobre un acuífero colgado asociado a un glacis y conectado al gran acuífero aluvial del Ebro. Según el estudio de la Confederación Hidrográfica (Zeta Amaltea, 2005) el acuífero colgado transfiere al aluvial un total de  $0.627 \text{ hm}^3$  de agua al año, con una concentración media de  $31.7 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ , lo que equivale a  $20.32 \text{ Mg N-NO}_3^-$ .

Desde los años 90 el viñedo en riego por goteo ha ido reemplazando a los cultivos hortícolas y en la actualidad ocupa el 95% de la ZVN (MAPA, 2001). Además, se han ido implantando BPA como la sustitución del uso tradicional de agua de pozo para riego por agua de bajo contenido en nitratos traída desde el río ( $6 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ). La variedad más ampliamente cultivada es Tempranillo y las prácticas incluyen cultivo en espaldera y orientación N-S. El riego está limitado por la normativa de calidad y no excede los 150 mm anuales. La producción de residuos orgánicos en la ZVN se ha estimado a partir del registro de granjas de animales y equivale a  $51.7 \text{ Mg ha}^{-1}$ . La aplicación realizada actualmente por los agricultores es de  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  cada dos años, exportando cerca del 90% fuera de la ZVN.

Se definieron ocho familias de suelo basadas en un mapa a de la ZVN a escala 1:20000 (Fig. 1). Todos los suelos están clasificados como Aridisoles y pertenecen a los subgrupos Haplocambids, Calciargids y Haplocalcids, (Soil Survey Staff, 1998). Representan 5.1, 5.8 y 84.4 % del área, respectivamente. Son suelos bastante porosos y bien estructurados, pero sus diferencias texturales y presencia de elementos gruesos afectan a su nivel de drenaje. Los datos meteorológicos fueron tomados de una estación localizada dentro de la ZVN. Para los años 2005 a 2007, la precipitación fue de 423, 424, y 486 mm, la evapotranspiración de referencia de 866, 825 y 796 mm y la temperatura media de 13.8, 14.8 and 14 °C.

Se establecieron cinco parcelas piloto en la ZVN (Fig. 1, Tabla 1) para obtener datos en el perfil del suelo de nitrógeno mineral (SMN) y contenido de agua (SWC), y en la planta de nitrógeno absorbido por el cultivo (NCU), biomasa y rendimiento. En cada parcela se realizaron 3 puntos de medida durante 3 años. Cada medida de planta era la media de 5 plantas en enero y 10 en cosecha. Las medidas de SMN y SWC se tomaron en muestras de suelo de intervalos de 0.2 m hasta la profundidad máxima del suelo en distintos momentos del año, siendo más numerosas durante la época de crecimiento del viñedo. SWC fue determinado por gravimetría y SMN se analizó en extractos de las muestras realizados con 1 M KCl.



**Figura 1.** Localización de la zona vulnerable a la contaminación por nitratos (ZVN) de Aldeanueva (La Rioja) y mapa de suelos a nivel de familia con la situación de las parcelas piloto.

**Tabla 1.** Principales características de las parcelas piloto establecidas en la ZVN.

|   | P1      | P2    | P3      | P4      | P5       |
|---|---------|-------|---------|---------|----------|
| Año de plantación   | 1989    | 2002  | 1995    | 1997    | 1979     |
| Profundidad de suelo (cm)                                   | 100     | 100   | 60      | 60      | 100      |
| Marco de plantación (m x m)                                 | 2.8x1.2 | 2.6x1 | 2.8x1.2 | 2.8x1.2 | 2.25x1.2 |
| Residuos orgánicos aplicados ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )        |         |       |         |         |          |
| 2007  | 0       | 24    | 15      | 0       | 0        |
| Fertilizantes minerales aplicados ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) |         |       |         |         |          |
| 2005  | 0       | 24    | --      | --      | --       |
| 2006  | 0       | 38.4  | 22.8    | 21.6    | 0        |
| 2007  | 25.5    | 21    | 21      | 22.8    | 21       |
| Agua de riego aplicada(mm)                                  |         |       |         |         |          |
| 2005  | 72      | 136   | --      | --      | --       |
| 2006  | 83      | 50    | 53      | 61      | 40       |
| 2007  | 92      | 46    | 60      | 47      | 24       |

## 2.2. Modelación

En primer lugar se realizó una validación del modelo STICS, que previamente había sido calibrado para la variedad Tempranillo en La Rioja (Ruiz-Ramos et al., 2009), centrándose en las variables más relevantes para este estudio: SMN, SWC y NCU. Esta validación se llevó a cabo utilizando los datos de las parcelas piloto y de la estación meteorológica. El fichero técnico se construyó a partir de las prácticas observadas en cada parcela (Tabla 1).

En segundo lugar se realizaron los experimentos de simulación aplicando el modelo ya validado a la ZVN. Los ficheros de suelo se construyeron a partir de las características edafológicas a nivel de familia y los ficheros climáticos se obtuvieron con el generador ClimGen (Stöckle et al., 2001), calculando series de 20 años estadísticamente representativas.

Se definieron ocho escenarios de manejo en base a dos criterios: 1) cuatro niveles de aplicación de residuos orgánicos: Sin aplicación (R0), una aplicación de  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  equivalente a  $60 \text{ kg N ha}^{-1}$  cada dos años (R1, similar a la práctica actual), una aplicación de  $28.3 \text{ Mg ha}^{-1}$  equivalente a  $170 \text{ kg N ha}^{-1}$  (RN, se corresponde con el máximo permitido en la directiva europea), y  $51.7 \text{ Mg ha}^{-1}$  equivalente a  $331 \text{ kg N ha}^{-1}$  (RZ, aplicación de todos los residuos generados en la ZVN); y 2) dos niveles de nitratos en el agua de riego:  $6 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  para agua proveniente del río Ebro (E) y  $32.7 \text{ mg N L}^{-1}$  cuando el agua se bombea desde el acuífero (P). La combinación de distintos niveles de residuos orgánicos y nitratos en agua de riego da lugar a los ocho escenarios de simulación: ROE, ROP, R1E, R1P, RNE, RNP, RZE y RZP. El régimen de riego considerado fue común, una dosis de  $150 \text{ mm año}^{-1}$  distribuida en 5 aplicaciones antes de enero.

Se llevaron a cabo simulaciones previas y se observó que después de 20 años las variables de salida alcanzaban tendencias estables. Por lo tanto, todas las simulaciones se realizaron para 20 años y los resultados al final de este período (período final) fueron comparados con los del inicio de este período (período inicial). Entre las variables simuladas, se seleccionaron rendimiento y biomasa acumulada para analizar los resultados del cultivo y SMN, NCU, drenaje y nitrato lixiviado para analizar los resultados de agua y N. El nitrato total lixiviado en la ZVN para cada escenario fue calculado como el producto del nitrato lixiviado por ha para cada familia de suelo por la superficie ocupada por esa familia.

Para evaluar el error cometido en la validación y aplicación de STICS se siguió la metodología propuesta por Whitmore (1991) y por Nash y Sutcliffe (1970). Los criterios estadísticos considerados para comparar entre valores observados y simulados incluyeron el error medio absoluto (MAE), el error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de eficiencia (E).

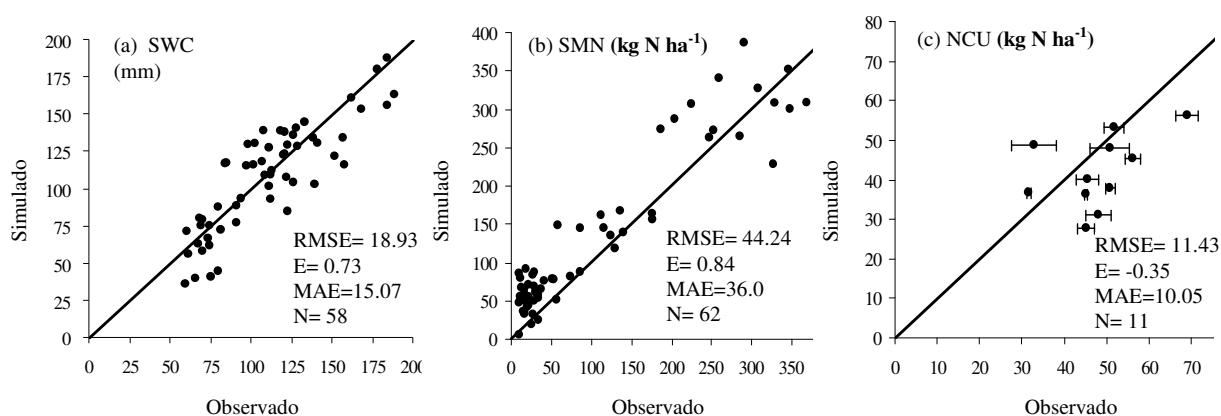
### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Validación del modelo

El modelo STICS fue capaz de reproducir SWC y SMN medidos en las parcelas piloto en distintos momentos a lo largo del año (Figura 2). El RMSE al simular SWC fue de 18.9 mm, siendo la media observada (112.3 mm) muy próxima a la simulada (109.3 mm). El RMSE al simular SMN fue de 44.2 kg N ha<sup>-1</sup>, siendo la media observada 101.7 kg N ha<sup>-1</sup> y la simulada 127.3 kg N ha<sup>-1</sup>.

La media simulada de CNU fue de 42 kg N ha<sup>-1</sup> y la observada de 47.9 kg N ha<sup>-1</sup>, siendo el RMSE 11.4 kg N ha<sup>-1</sup>. El modelo simuló correctamente los valores medios, aunque subestimó parte de los datos.

La simulación de SMN mostró el valor más alto de E y por lo tanto el de mejor acuerdo entre valores simulados y observados. Sólo para CNU la media observada fue mejor estimador que el modelo, ya que se obtuvo un valor negativo de E; sin embargo, este valor fue ligeramente inferior a 0 lo que indica que la diferencia en su capacidad de predicción fue pequeña. Los valores de RMSE y MAE fueron del mismo orden, lo que implica que los puntos fuera de rango fueron de escasa importancia. Estos resultados permiten considerar validado el modelo para los balances de agua y nitrógeno.



**Figura 2.** Comparación de valores observados y simulados en las parcelas piloto para: (a) contenido de agua en el suelo (SWC, mm); (b) contenido de nitrógeno mineral en el suelo (SMN, kg N ha<sup>-1</sup>) y (c) nitrógeno absorbido por la planta (NCU, kg N ha<sup>-1</sup>). Se representan las líneas 1:1 y los valores observados (símbolos con o sin desviación estándar).

#### 3.2. Aplicación a la ZVN

Los resultados relacionados con el rendimiento y biomasa del cultivo variaron menos del 10% entre los periodos inicial y final de simulación. Esta variación fue especialmente pequeña para el CNU (6%), cuya variación en función del tipo de suelo dentro de cada tratamiento estuvo entre 40-62 kg N ha<sup>-1</sup>.

En cuanto a los resultados relacionados con los balances de agua y nitrógeno, el drenaje fue similar para todas las simulaciones. El modelo sí reprodujo diferencias en función del tipo de suelo, mostrando el 80% de la ZVN valores de drenaje de entre 25 a 75 mm. Los suelos 2, 3, y 4 con alto contenido en arcilla experimentaron el menor drenaje mientras que el mayor (*ca.* 115 mm) lo mostraron el suelo 7 con bajo contenido en arcilla y alta fracción gruesa y el suelo 5 de poca profundidad. Los suelos 1, 6 y 9

presentaron respuestas intermedias entre estos extremos debido a sus también intermedias propiedades.

Se consideraron dos criterios para agrupar los escenarios según su nivel de aplicación de residuos: escenarios de bajo nivel de nitrógeno orgánico (LON), los R0 y R1, y escenarios de elevado nivel de nitrógeno orgánico (HON), RN y RZ. El otro criterio fue el origen del agua de riego (escenarios P y E).

Para los escenarios LON, el SMN varió entre los 150-500 kg N ha<sup>-1</sup> en el período inicial de simulación, y entre 0-250 kg N ha<sup>-1</sup> en el periodo final. Por tanto, la tendencia dominante fue descendente, con variaciones de hasta -75% del SMN (Fig. 3, a, b, e y f), salvo para los suelos 2 y 4.

Para los escenarios HON los resultados fueron similares a los LON salvo en los suelos 2, 3 y 4. El SMN para el suelo 3 fue siempre mayor que 200 kg N ha<sup>-1</sup>, y que 500 kg N ha<sup>-1</sup> para los suelos 2 y 4. El SMN disminuyó para los tratamientos RN (Fig. 3 c y g) más moderadamente que para los LON, mientras que en los tratamientos RZ (Fig. 3 d y h) mostró tendencia a incrementarse.

Los resultados fueron muy diferentes para los escenarios P y E en ambos periodos de simulación, especialmente por el incremento del SMN de los tratamientos LON (Fig. 3 a, b, e, f). El SMN fue similar dentro de los escenarios P, y siempre más del doble del SMN de los escenarios E.

Los suelos 5 y 7 sufrieron un descenso del SMN en todos los tratamientos, así como el suelo 1 con la excepción de RZP (Fig. 3, d). Todos ellos son suelos con bajo contenido en arcilla, el suelo 7 tiene alta fracción gruesa y el suelo 5 es muy poco profundo.

El lavado de nitratos en los tratamientos LON fue de entre 0-50 kg N ha<sup>-1</sup> al inicio de la simulación, llegando a 75 kg N ha<sup>-1</sup> en el período final. Esto produjo un incremento moderado del lavado para los tratamientos P y un descenso para los E (Fig. 4). Sólo en los suelos 2 y 4 aumentó siempre el lavado. Las mayores diferencias entre los escenarios LON y HON las mostraron estos suelos junto con el 3. Los tratamientos RZP mostraron el mayor lavado de nitratos (125 kg N ha<sup>-1</sup>). Sin embargo, los tratamientos R1E y RNE son de especial interés porque representan los límites inferior y superior del manejo probable en la ZVN. Para ellos, el lavado alcanzó los 75 kg N ha<sup>-1</sup> en el periodo final de simulación. Dentro de los tratamientos HON; los escenarios P sufrieron un incremento del lavado (Fig. 4 c y d), mientras que sólo el 50% de la ZVN experimentó un aumento en los tratamientos E (suelos 2, 3 y 4, Fig. 4 g y h).

Los valores más altos de lavado de nitratos correspondieron al suelo 3 (hasta 100 kg N ha<sup>-1</sup> para los tratamientos E-HON y hasta 125 kg N ha<sup>-1</sup> para los P-HON). Los suelos 2 y 4, de pequeña extensión, presentaron los mayores incrementos de lavado y SMN para todos los tratamientos (Fig. 4). Los suelos 1, 5, 6, y 7, de bajo contenido en arcilla, presentaron valores bajos de lavado. El suelo superficial 5 mostró en todos los casos un descenso en el lavado de nitratos, al igual que ocurrió con el SMN.

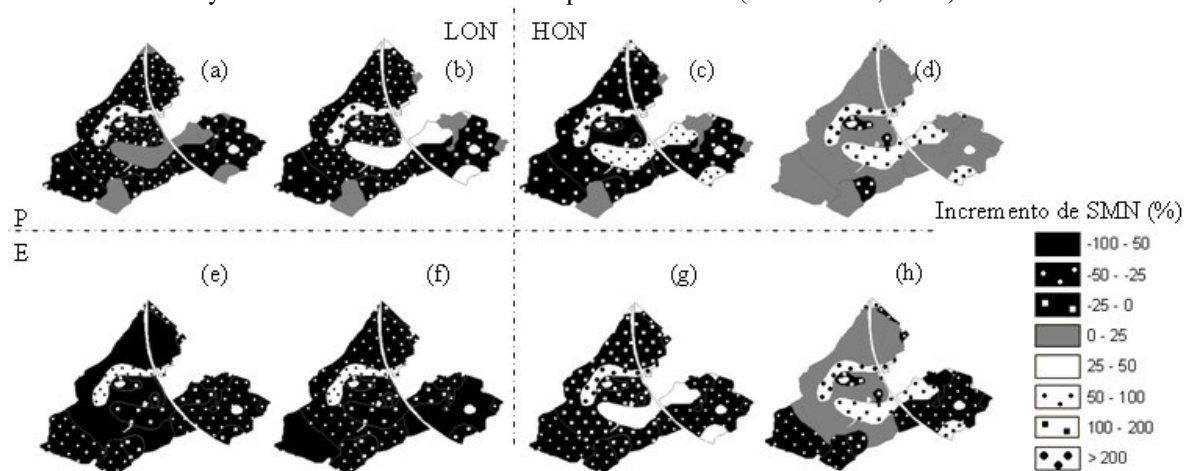
En resumen, a menor aplicación de residuos en un tratamiento, más diferencias en los cambios en el lavado de nitratos se observaron entre las prácticas P y E (Fig. 4). Todos los tratamientos P mostraron un incremento de lavado, mientras que para los E los suelos respondieron de forma diferente a la aplicación de residuos orgánicos. El cálculo del lavado de nitratos total anual en toda la ZVN por tratamiento confirmó estos resultados: sólo los tratamientos R0E y R1E aportaron menos del umbral anual de 20.32 Mg de N vertidas al río desde el acuífero (Zeta Amaltea, 2005), posibilitando la recuperación de la calidad del agua subterránea. La aportación del RNE fue algo superior al umbral, mientras que el resto de los tratamientos lo superaron ampliamente (Tabla 2).

#### 4. DISCUSIÓN

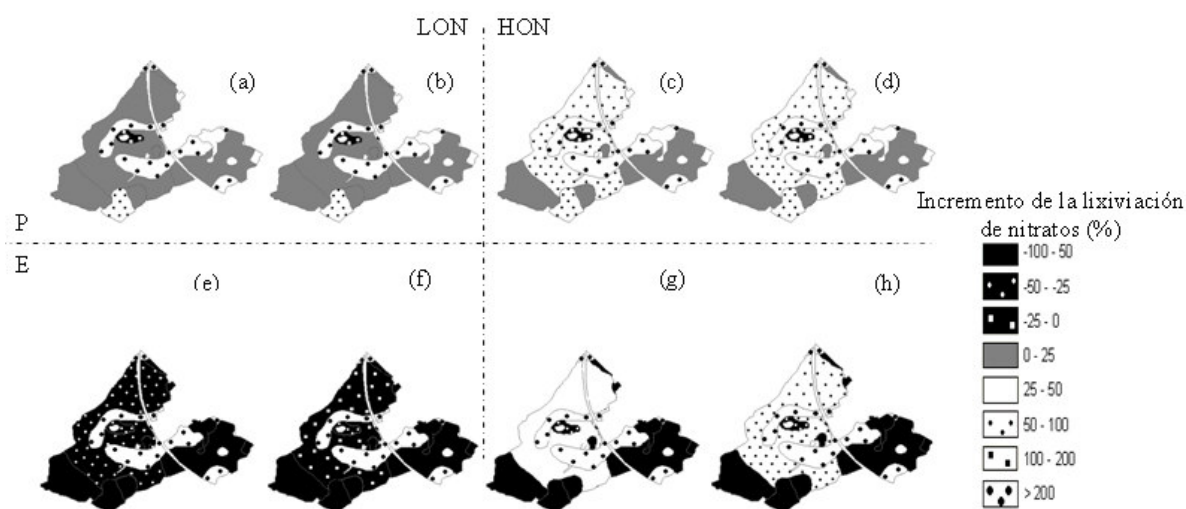
Las simulaciones de las parcelas piloto mostraron sobreestimaciones del SMN para valores menores de 100 kg N ha<sup>-1</sup>. Estos valores se registraron al final del ciclo de cultivo e iban asociados a bajos valores de lavado por lo que su importancia en el lavado total de la ZVN fue pequeña. Las medidas de CNU fueron tomadas también al final del ciclo del cultivo, y su ligera subestimación probablemente guarda relación con la sobrestimación del SMN indicada.

Los valores simulados de CNU estuvieron dentro de los rangos descritos previamente (20-70 kg N ha<sup>-1</sup>, Champagnol 1984). Las variables relacionadas con la planta incluyendo CNU no fueron muy sensibles a los tratamientos. Por tanto, el interés de usar un modelo de cultivo bien calibrado reside en la simulación de la absorción de N a lo largo del ciclo de desarrollo de cultivo y su interacción con el SMN. Tanto CNU

como el SMN influyen decisivamente en el lavado potencial de N (Follet et al., 1991).



**Figura 3.** Variación del contenido de nitrógeno mineral en el suelo (SMN) entre los periodos final e inicial para ROP (a), R1P (b) RNP (c), RZP (d), R0E (e), R1E (f), RNE (g) y RZE (h). La línea vertical separa los tratamientos LON de los HON, y la horizontal los P de los E.



**Figura 4.** Variación de la lixiviación de nitratos entre los periodos final e inicial para ROP (a), R1P (b) RNP (c), RZP (d), R0E (e), R1E (f), RNE (g) y RZE (h). La línea vertical separa los tratamientos LON de los HON, y la horizontal los P de los E.

Los valores de drenaje simulado fueron bajos, ya que la evapotranspiración excede ampliamente la precipitación en la ZVN y el riego está limitado. Los altos valores simulados de SMN muestran la severidad del problema y concuerdan con otros estudios en el Valle del Ebro: Vázquez et al. (2005) informaron de *ca.* 450 kg N ha<sup>-1</sup> en un suelo franco de 1 m de profundidad. Estos resultados son consistentes con los de las parcelas piloto, de manejo similar a los LON. Todos los puntos con SMN entre 100 y 400 kg N ha<sup>-1</sup> en la Fig. 2b correspondieron a las parcelas P1 y P2 (suelos 2 y 4). El SMN de las P3 y P4 (suelo 3) y P5 (suelo 1) fueron menores de 100 kg N ha<sup>-1</sup>. Los suelos 2 y 4 con bajo drenaje y alta capacidad de intercambio tenían un alto potencial de lavado (Follet et al., 1991). El suelo 3, ocupando el 38% de la ZVN, presentó una respuesta intermedia en el SMN según los tratamientos. La diferente respuesta del SMN de los suelos en los tratamientos P y E se debió a las altas pérdidas de volatilización amoniacal simuladas por STICS en los suelos con bajo contenido en arcilla. El efecto de la textura en la volatilización del amonio está ampliamente documentado, y se han observado altas volatilizaciones en

suelos arenosos con baja capacidad de intercambio (Meisinger y Randall, 1991).

Considerando que el manejo actual de la ZVN es similar al R1E, las simulaciones a largo plazo muestran que la contaminación debe ser consecuencia de malas prácticas agrícolas de décadas anteriores, y no de las actuales. El suelo 3 merece una atención especial por su extensión y sensibilidad al manejo: en los tratamientos HON mostró el lavado de nitratos mayor, por su singular combinación de alto contenido en arcilla, fracción gruesa que aumenta en profundidad y alto SMN simulado.

**Tabla 2.** Lavado de nitratos para el total de la ZVN simulado para cada tratamiento.  
Cuando no se especifica, los datos se refieren a un año.

| Tratamiento | Aplicación en agua de riego (kg N ha <sup>-1</sup> ) | Aplicación en residuos orgánicos (kg N ha <sup>-1</sup> ) | Lavado de nitratos total simulado (Mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N) |
|-------------|--|---|--|
| LON         | R0E  | 9   | 14.12  |
|             | R0P  | 49  | 36.29  |
|             | R1E  | 9   | 16.2   |
|             | R1P  | 49  | 38.45  |
| HON         | RNE  | 9   | 26.17  |
|             | RNP  | 49  | 48.99  |
|             | RZE  | 9   | 36.43  |
|             | RZP  | 49  | 60.21  |

\*cada dos años

Los suelos 2 y 4 sufrieron un gran aumento de SMN. Su escaso drenaje se produjo con una alta concentración de N en el lixiviado. Estos resultados indican que las diferencias en el lavado de nitratos en los suelos de la ZVN vienen determinadas más por su capacidad para acumular N que por diferencias en su drenaje. Los valores simulados de lavado para los periodos iniciales concordaron con los obtenidos por Khakural and Robert (1993, 10-50 kg N ha<sup>-1</sup> para suelos limosos finos, 50-140 kg N ha<sup>-1</sup> para franco grueso arenosos), pero no para el periodo final, cuando el lavado dependía principalmente del SMN y no de la textura. Por tanto se confirma la conclusión de Wylie et al. (1994) de que el lavado potencial de nitratos no se puede especificar sólo con la textura. Estos resultados también son consistentes con los de Vázquez et al. (2005, 80-233 kg N ha<sup>-1</sup> de lavado en suelos francos según el riego).

Resumiendo, la concentración de nitratos en el agua de riego fue un factor importante en la contaminación de la ZVN. Cuando se usó el agua del acuífero, el lavado y el SMN se elevaron rápidamente. Cuando se regó con agua del Ebro, los tratamientos R0E y R1E mostraron un descenso del N que posibilita la recuperación del agua y del suelo. El manejo de los residuos orgánicos determinó la contaminación en los escenarios con alta aplicación de residuos, mientras que la respuesta cuando la aplicación fue inferior a 10 Mg ha<sup>-1</sup> cada dos años dependió principalmente de la concentración de nitratos en el agua de riego.

El manejo actual (R1E) reduce el problema de contaminación localmente, pero implica la exportación de la mayor parte de los residuos orgánicos generados en la ZVN. La aportación de todo el residuo (RZE) agravaría la contaminación y superaría el umbral legal. Las prácticas ajustadas a este umbral (RNE) reducirían el lavado y el SMN en la mitad de la ZVN, siempre que la aplicación de residuos se ajustase a cada tipo de suelo, prestando especial atención a los suelos 2, 3 y 4. Aún así, este manejo implicaría la exportación de *ca.* 50% de los residuos generados.

De acuerdo a estos resultados, las BPA propuestas fueron: i) usar solo agua del Ebro para el riego, ii) limitar la aplicación de abono orgánico a 60 kg N ha<sup>-1</sup> cada dos años para aplicaciones no selectivas, iii) incrementar a 170 kg N ha<sup>-1</sup> con aplicación selectiva de abono en función del tipo de suelo: las aplicaciones en los suelos 2, 3, y 4 deberán limitarse a 60 kg N ha<sup>-1</sup> cada dos años. Estas recomendaciones son factibles y de bajo coste, pues no se alejan del manejo actual y algunas afectan a solo la mitad de la ZVN. Sin embargo, aún producirían un excedente de residuos orgánicos en la ZVN siendo necesario que se integrasen dentro de un plan regional sostenible. Algunas opciones posibles serían: i) reducir la producción de residuos orgánicos en la ZVN, ii) proceder al compostaje antes de la aplicación en la ZVN y iii) exportar el excedente como actualmente. La última opción debe estudiarse para asegurar que sólo los

residuos y no el problema de contaminación sean exportados.

## 5. CONCLUSIONES

El modelo STICS-viña se utilizó para simular la variedad “Tempranillo”. El modelo conectado a un sistema de información geográfica demostró ser una herramienta valiosa para la evaluación de la vulnerabilidad del suelo y para la identificación de BPA que ayuden mitigar la contaminación, ya que integra aspectos del cultivo con la evolución a largo plazo de los balances de agua y N.

La concentración de nitratos en el agua de riego jugó un papel decisivo en la contaminación de la ZVN. Cuando se usó el agua de acuífero para el riego, la contaminación aumentó rápidamente. Por el contrario, el uso de agua del Ebro ofrece oportunidades de recuperación si se limita la aplicación de residuos orgánicos ajustándola a las recomendaciones propuestas.

Las simulaciones a largo plazo mostraron que la contaminación es un problema del mal manejo durante décadas anteriores y no consecuencia de las prácticas actuales. Estas prácticas, así como las BPA propuestas producirían un excedente de residuos orgánicos en la ZVN, por lo que sería necesario que se integrasen dentro de un plan regional sostenible de manejo de residuos.

## REFERENCIAS

- Beaudoin, N., Launay, M., Sauboua, E., Ponsardin, G. and Mary, B., 2008. Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the “on farm” database of Bruyères catchment. *Europ. J. Agronomy* 29, 46–57.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, P., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Europ. J. Agronomy* 18, 309-332.
- Champagnol, F., 1984. *Eléments de physiologie de la vigne et de viticulture générale*. Saint-Gely-du-Fesc, France. pp. 351.
- DOCE, 1991. Directiva 91/676/CE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* num L 375, 12/12/1991.
- Follet, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M., 1991. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. *Soil Science Society of America*. Madison, WI, USA. pp. 357.
- Khakural, B.R., Robert, P.C., 1993. Soil nitrate leaching potential indices: using a simulation model as a screening system. *J Environ. Qual.* 22, 839-845.
- Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J.M., Viavattene, C., Viennot, P., Ducharne, A., Benoit, M., Mignolet, C., Schott, C., Mary, B., 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Sci. Tot. Env.* 375, 33-47.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2001. *Yearbook of Agricultural Statics* [on-line]. Available at <http://www.mapa.es/es/estadistica/infoestand.html> (verified April, 2009).
- Meisinger, J.J., Randall, G.W., 1991. Estimating nitrogen budgets for soil crop systems. In: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*, 84-124. SSSA, Madison, WI, USA. pp. 357.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 2004. *Las aguas continentales en la Unión Europea*. Centro de publicaciones de la Secretaría General Técnica del Ministerio del Medio Ambiente, Madrid, Spain. pp. 390.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models, Part I -A discussion of principles. *J. Hydr.* 10, 282-290.
- Ruiz-Ramos, M., Gabriel, J.L., Vázquez, N., Quemada, M., (submitted). Calibration and validation of STICS-vigne for the variety Tempranillo in the region of Rioja (Spain). *The 16th Nitrogen Workshop 2009: Connecting different scales of nitrogen use in agriculture*, June 28th-July 1st, Turin, Italy.
- Soil Survey Staff, 1998. *Keys to Soil Taxonomy*, 8th edition. USDA Natural Resource Conservation Service, U.S. Government Printing Office, Washington DC, USA. pp. 644.
- Stöckle, C.O., Nelson, R.L., Donatelli, M., Castellvi, F., 2001. ClimGen: a flexible weather generation program. *2nd Int. Symp. Modelling Cropping Systems*, 16-18 July, Florence, Italy, 229-230.
- Trabada-Crende, F., Vinten, J.A., 1998. Assessing the effects of land management and catchment hydrology on well water quality in a designated nitrate vulnerable zone. *Agricultural Systems* 57 (4), 523-540.
- Whitmore, A.P., 1991. A method for assessing the goodness of computer simulation of soil processes. *J. Soil Sci.* 42,289-299.
- Wu, L., McGechan, M.B., 1998. Simulation of biomass, carbón and nitrogen accumulation in grass to link with a soil nitrogen dynamics model. *Grass and Forage Science* 53 (3), 233-249.
- Wylie, B.K., Shaffer, M.J., Brodahl, M.K., Buboos, D., Wagner, D.G., 1994. Predicting spatial distributions of nitrate leaching in northeastern Colorado. *Journal of Soil and Water Conservation* 49 (3), 288-293.
- Zeta Amaltea, 2005. *Estudio de Afección de los nitratos procedentes de la agricultura a los acuíferos de La Rioja y delimitación de zonas vulnerables*. Technical report for the Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, Spain. pp. 50.