



UNIVERSIDAD DE JAÉN

Facultad de Ciencias Experimentales

Grado en Ciencias Ambientales

Trabajo Fin de Grado

Balance de nutrientes en agroecosistemas históricos en el Great Plain de Kansas



Virginia Amate padilla

Jaén, 26 de Junio de 2014

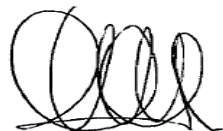
Universidad de Jaén
Facultad de Ciencias Experimentales

Grado en Ciencias Ambientales
Trabajo Fin de Grado

Balance de nutrientes en agroecosistemas históricos en el Great Plain de Kansas

Fdo:

Virginia Amate padilla



Jaén, 26 de Junio de 2014

AGRADECIMIENTOS

Mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que, gracias a su colaboración, han contribuido a la realización de este Trabajo Fin de Grado.

En primer lugar a mi tutor, que gracias a su tiempo, consejos y correcciones he podido llevar a cabo este Trabajo satisfactoriamente. Un agradecimiento especial al Dr. Geoff Cunfer (Universidad de Saskatchewan, Canada) por haber proporcionado la información necesaria para elaborar este estudio. Por último, y no menos importante, a mi familia y amigos por su apoyo incondicional.

ÍNDICE

1. RESUMEN.....	5
2. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	7
3. MATERIAL Y MÉTODOS	
3.1. Diseño experimental y área de estudio.....	9
3.2. Características generales del modelo.....	12
3.2.1. <i>Análisis de las entradas.....</i>	<i>17</i>
3.2.2 <i>Análisis de las salidas.....</i>	<i>21</i>
4. RESULTADOS	
4.1. Superficie cultivada	
4.1.1. <i>Superficie total cultivada.....</i>	<i>26</i>
4.1.2. <i>Distribución de los principales cultivos.....</i>	<i>27</i>
4.1.3. <i>Animales de carga.....</i>	<i>29</i>
4.2. Productividad.....	31
4.3. Balance de Nitrógeno.....	32
5. DISCUSIÓN	
5.1. Influencia del clima en los agroecosistemas del	
Great Plain de Kansas.....	45
5.2. Desde una agricultura “tradicional” hacía la revolución verde....	47
5.3. Balances de nitrógeno.....	47
6. BIBLIOGRAFÍA.....	49

1. RESUMEN

La agricultura es el principal sector en las denominadas Grandes Praderas de Kansas, en especial los cultivos de cereales y leguminosas. La productividad agrícola en este estado está condicionada por el clima ya que existe un gradiente longitudinal donde se dan diferencias en cuanto a las precipitaciones y la temperatura. El principal objetivo de este estudio fue evaluar los balances de nitrógeno (N) en agroecosistemas para demostrar la influencia del clima sobre ellos. Para ello se escogieron distintos counties del estado de Kansas que están distribuidos a lo largo de un gradiente longitudinal (similar latitud pero desde el oeste hacia el este; Hamilton, Ford, Reno, Butler, Chase y Woodson) y se evaluó la distribución de los principales cultivos, productividad, el tamaño de la cabaña ganadera y los balances de N desde el 1880 hasta 1997.

La producción del Great Plain de Kansas estaba basado en la retirada continua de N del suelo. El balance de N dejó de ser negativo en prácticamente todos los condados evaluados tras la entrada de los fertilizantes y, como consecuencia, la productividad en general se duplicó o incluso triplicó.

También es interesante estudiar los cambios que se han producido por motivos socio-culturales y económicos, el cambio de agricultura tradicional a agricultura convencional, y como afectan a los balances de Nitrógeno.

Con este estudio se puede obtener la información para gestionar estos espacios dependiendo de las condiciones en las que se encuentren, no solo para mejorar su producción y rendimiento, sino también para alcanzar la sostenibilidad.

ABSTRACT

Agriculture is the main sector in the Great Plains of Kansas, specially in grain crops and legumes. Agricultural productivity in this area is conditioned by climate since there is a longitudinal gradient where there are differences in rainfall and temperature. The aim of this study was to evaluate the balance of nitrogen (N) in agroecosystems in order to demonstrate the influence that climate has on them. That is why several counties in the state of Kansas which are located along to the longitudinal gradient (Hamilton, Ford, Reno, Butler, Chase y Woodson) were chosen and the distribution principal crops, productivity and also the size of livestock and N balances were assessed from 1880 to 1997.

Production of the Great Plain of Kansas was based on the continuous removal of N from the ground. The N balance ceased being negative in almost all the counties evaluated after the entry of fertilizers, and as a consequence, productivity was generally doubled or even tripled.

Is also important to study the changes produced by sociocultural and economic reasons, as well as the change from traditional agriculture to conventional agriculture, and how they affect the nitrogen balances.

This study allows us to obtain get the information necessary to manage these agroecosystems depending on the conditions they are in, not only in order to improve its production and yields, but also to achieve sustainability.

2. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las últimas décadas han sido fructíferas en el desarrollo de modelos que permiten realizar balances de N aplicados a la agricultura. Dichos balances son útiles tanto a efectos prácticos de cálculo de dosis de fertilizante, como de evaluación de la sustentabilidad de los agroecosistemas.

Los modelos más precisos son aquellos que están basados en abundante información primaria obtenida en campo a través de numerosos ensayos, de forma que los diferentes componentes de las entradas y salidas del balance han sido desarrollados y testados para un abanico de condiciones edafoclimáticas contrastadas, y también de manejo del agroecosistema.

Es muy importante tener en cuenta el clima en la elaboración de un modelo. Las variables climáticas (temperatura y precipitaciones) explican parte de la variación de la productividad agraria y la distribución espacial de los principales cultivos. Las notables diferencias que se presentan en cada zona estudiada (county), determinará la influencia climática en el sector agrario. El objetivo principal de este estudio es tratar de conocer un poco mejor la influencia que las condiciones meteorológicas tienen en el rendimiento de los cultivos.

La aplicación de estos modelos al estudio de la agricultura tradicional puede ser útil en aquellas regiones donde ésta desapareció para entender los cambios en los sistemas agrícolas ligados a eventos socio-culturales y económicos. La fiabilidad o exactitud de los cálculos puede verse afectada por dos razones:

- 1) La información primaria que los sostiene procede, en numerosas ocasiones, de estudios en condiciones de manejo muy alejadas de la agricultura tradicional. puede solventarse mediante el conocimiento de cómo están contruidos los diferentes modelos disponibles, ello permite elegir el mejor para alcanzar nuestros fines e, incluso, poder realizar modificaciones que los adecuen aún más.

- 2) Imposibilidad de aportar valores precisos de las diferentes variables que demandan estos modelos, especialmente cuando éstos no aparecen en las fuentes historiográficas (la mayoría de las veces no existían las técnicas de medición necesarias) y es imposible realizar mediciones directas para generarlos. Para resolverlo tenemos tres opciones: aplicar otros modelos que nos permitan aproximarnos al valor que pudo tener la variable que nos exige el cálculo del balance de nutrientes, acudir a expertos que puedan delimitar valores razonables para determinadas variables o la historia experimental.

Esta última estrategia consistiría en la puesta en marcha de ensayos “de campo” que permitieran reproducir las condiciones de manejo de la agricultura tradicional para evaluar directamente variables requeridas por el modelo. Esta opción tiene dos limitaciones evidentes. La primera es el coste económico de la misma. La segunda es que el suelo es un componente del agroecosistema con una alta capacidad homeostática. Esto es, se necesitan muchos años para modificar determinadas características del suelo mediante el manejo.

A pesar de estos problemas, en las últimas décadas se están impulsando ensayos de campo que pueden proporcionar información relevante para los historiadores agrarios. Estos ensayos han surgido como respuesta a la crisis de la agricultura industrializada y tratan de generar soluciones tecnológicas que incrementen la sustentabilidad agraria. La mayor parte de estos ensayos provienen del ámbito científico de la Agroecología, que considera que la agricultura tradicional posee una evidente racionalidad ecológica y persigue extraer de ésta principios de funcionamiento para la agricultura del futuro.

Otros estudios están surgiendo en el ámbito de la biotecnología agraria que evalúan distintos aspectos relacionados con las cualidades de las variedades tradicionales.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Diseño experimental y área de estudio

El balance neto de nitrógeno se evaluó en los sistemas agrícolas de counties con condiciones climáticas (temperatura y precipitación) contrastadas debido a que se situaron a lo largo de un gradiente longitudinal.

El área de estudio se encuentra en el estado de Kansas (EEUU). Como observamos en la figura 1, Kansas es uno de los 50 estados estadounidenses, situado en el centro geográfico del país y perteneciente a la región Medio Oeste (*Midwest*).



Fig. 1. Localización de Kansas en el mapa de Estados Unidos

Concretamente, nos centraremos en algunos de sus counties: Hamilton, Ford, Reno, Butler, Chase y Woodson (ver figura 2). Esta selección no se ha realizado aleatoriamente, los counties han sido elegidos por representar a todo el estado longitudinalmente.

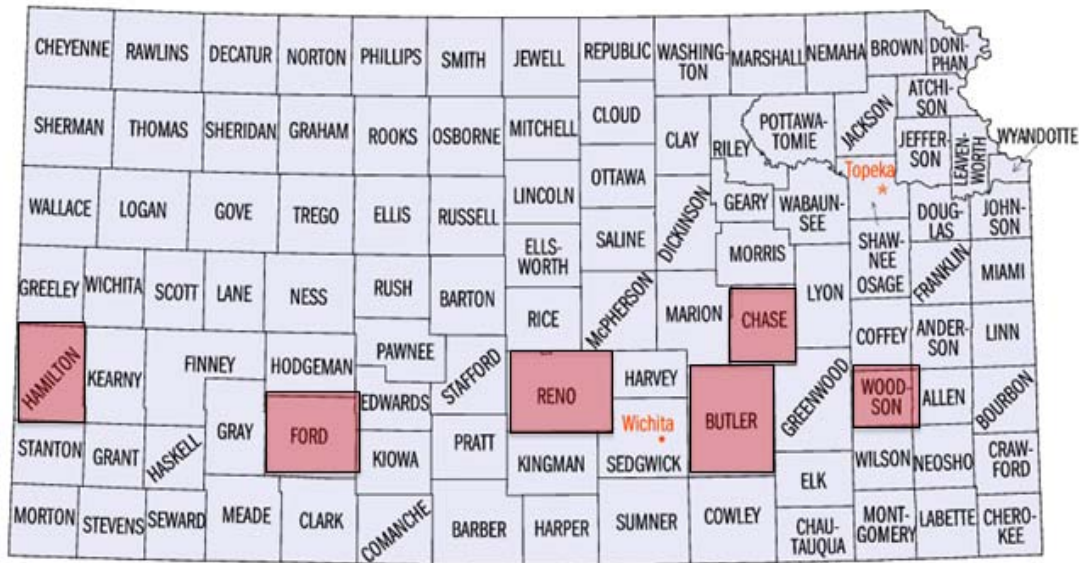


Fig. 2. Localización de los counties objeto de estudio en el mapa de Kansas.

Es muy importante conocer la temperatura media anual y la precipitación media anual de cada uno de los counties, ya que influye en los resultados obtenidos en nuestro estudio.

Counties	Temperatura media anual (°C)	Precipitación media anual (mm)
Hamilton	11,1	437,3
Ford	12,4	550,6
Reno	13,3	711,7
Butler	13,3	883,1
Chase	12,9	691,9
Woodson	12,9	996,9

Tabla 1. Temperatura media anual y precipitación media anual para cada County, medido en grados centígrados y milímetros respectivamente. Fuente: <http://www.usa.com/kansas-state-weather.htm>

Las figuras 3 y 4, muestran la existencia de un gradiente de temperatura y especialmente de precipitaciones a lo largo de Kansas.

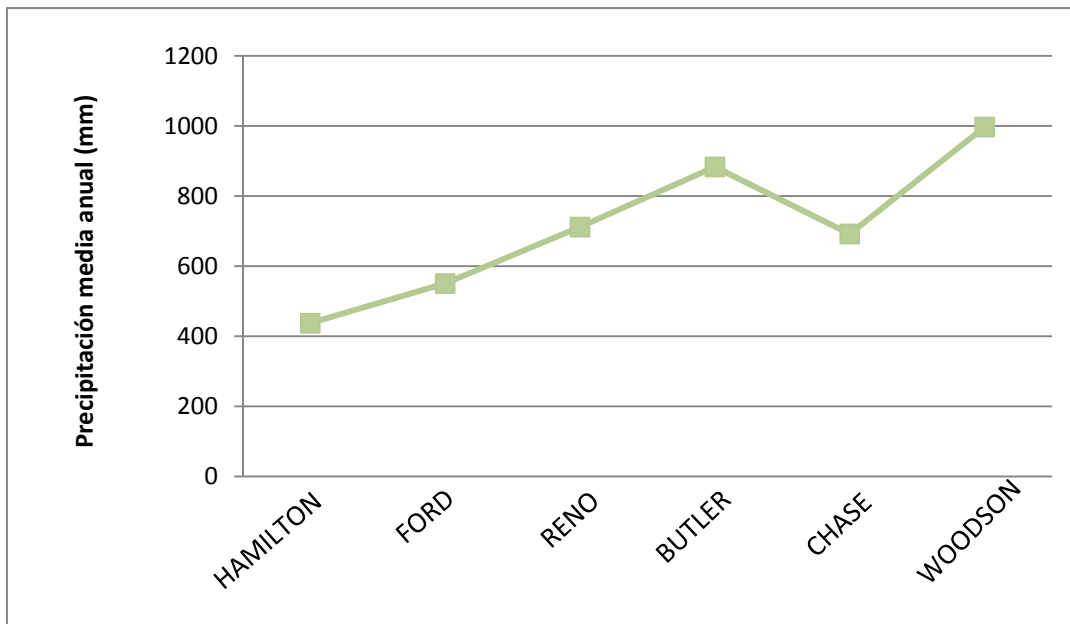


Fig. 3. Precipitación media anual (mm) en los counties seleccionados.

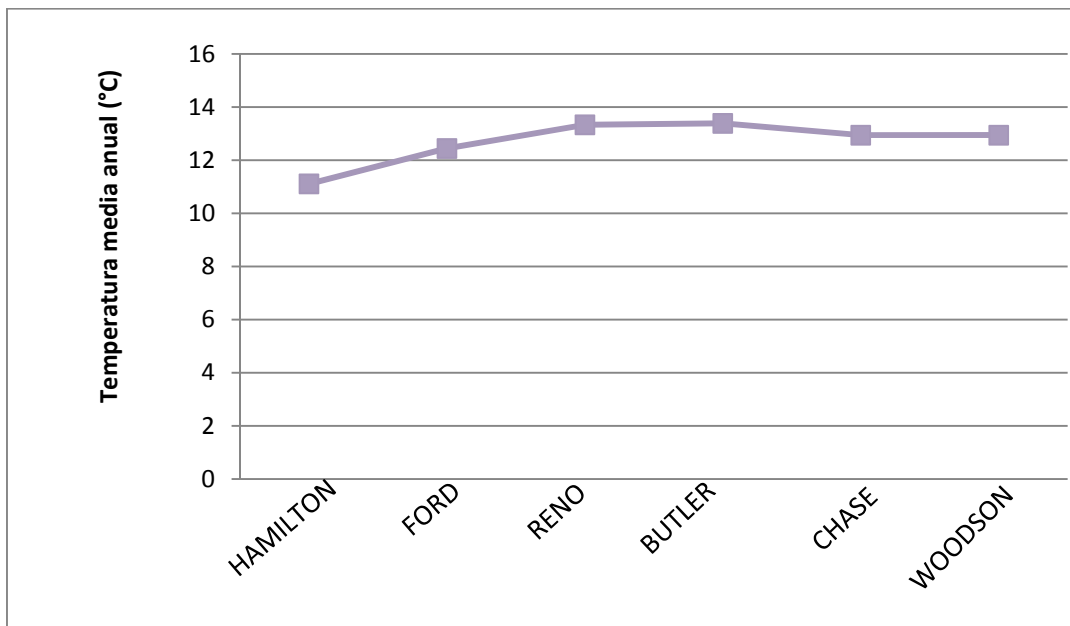


Fig. 4. Representación de la temperatura media anual (grados centígrados) en los counties seleccionados.

Esta diferencia de temperatura y precipitaciones se debe a la presencia de un sistema de cordilleras llamadas “Montañas Rocosas” que recorren de noroeste a suroeste el país, paralelamente a la costa occidental.

El viento procedente del océano Pacífico se encuentra con esta cadena montañosa y se produce el efecto foehn (figura 5). Esta masa de aire húmeda, al ascender por motivo del obstáculo, provoca que se formen las nubes y las precipitaciones en las laderas de barlovento. En las laderas de sotavento el tiempo es despejado y hay una mayor temperatura.

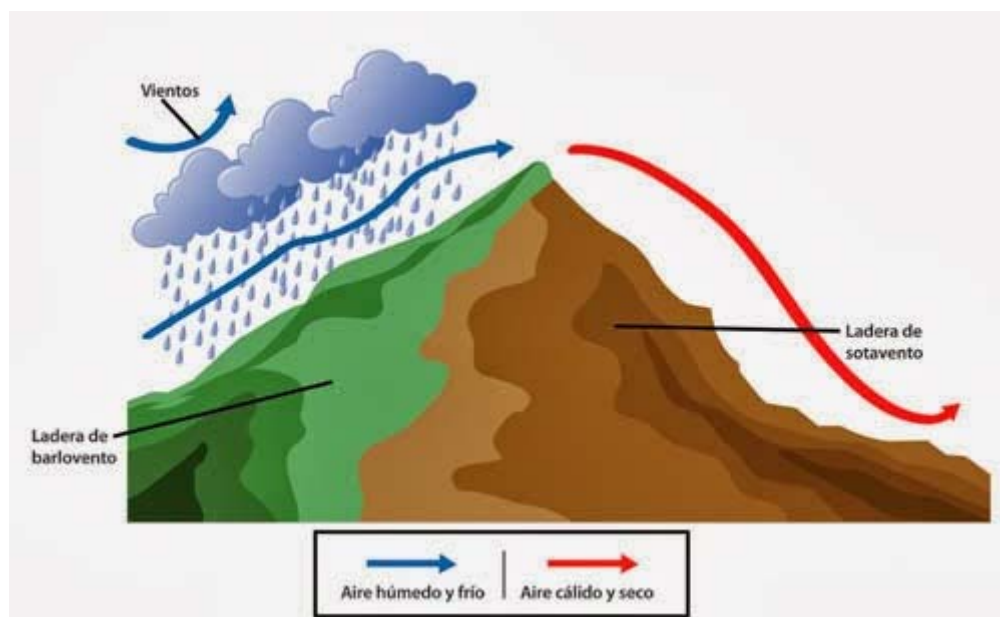


Fig. 5. Representación del efecto Foehn o Föhn y su influencia sobre la precipitación y la temperatura.

3.2. Características generales del modelo

Los modelos para reconstruir el balance histórico de nutrientes son, inevitablemente, estáticos porque la información registrada de algunas de sus entradas y salidas es fija y está asociada a momentos puntuales de recogida de información. Sin embargo, el efecto de cambios asociados no sólo a la modalidad de cultivos o su grado de intensificación, sino también a la extensión

de los mismos, sobre el resultado de los balances pueden ser analizados cuándo la información histórica que forma parte de las entradas y salidas del modelo han sido registradas en distintos cortes en el tiempo. De esta manera el modelo incorpora una dimensión temporal con implicaciones sociales, culturales y económicas históricas.

En la construcción de cualquier modelo histórico se debe de realizar un gran esfuerzo en combinar la información climatológica y edafológica con aquella histórica (modalidades de cultivos, su extensión, sus principales prácticas de manejo, fertilización, cosecha...) y aderezarla con modelos predictivos actuales sobre procesos (por ejemplo pérdidas de nitrógeno por desnitrificación) sensibles a estos tipos de información y claves en la formulación del modelo. Por tanto, se precisa de la información histórica más detallada posible y del conocimiento de la localidad, de la distribución espacial de los cultivos y de sus condiciones climáticas. En cualquier modelo, histórico o no, la geo-referenciación de la información, en la mayoría de los casos imposible en el caso de los modelos históricos, imprime precisión y exactitud en el resultado del balance. No obstante, a la hora de construir un balance histórico, hay una serie de imprecisiones de las que el investigador debe ser consciente, asociadas, por ejemplo, a contradicciones en los registros históricos, o al desconocimiento de ciertos datos, y que deben, necesariamente, ser solventadas a través de la adopción de criterios subjetivos, que no arbitrarios, basados en el conocimiento, en revisiones bibliográficas y en la inferencia de datos actuales.

El modelo que se presenta aquí es un modelo de cajas, estático, aditivo y en el que algunos de los procesos de entrada y salida de las cajas procede directamente, o indirectamente, de información precisa (registros históricos), pero otros proceden de modelos predictivos actuales basados en información recogida a nivel de campo.

En la figura 6 se muestran los distintos elementos de entrada y salida (en nuestro caso solo nos centraremos en el nitrógeno), así como los procesos implicados, que se han tenido en cuenta a la hora de construir el modelo.

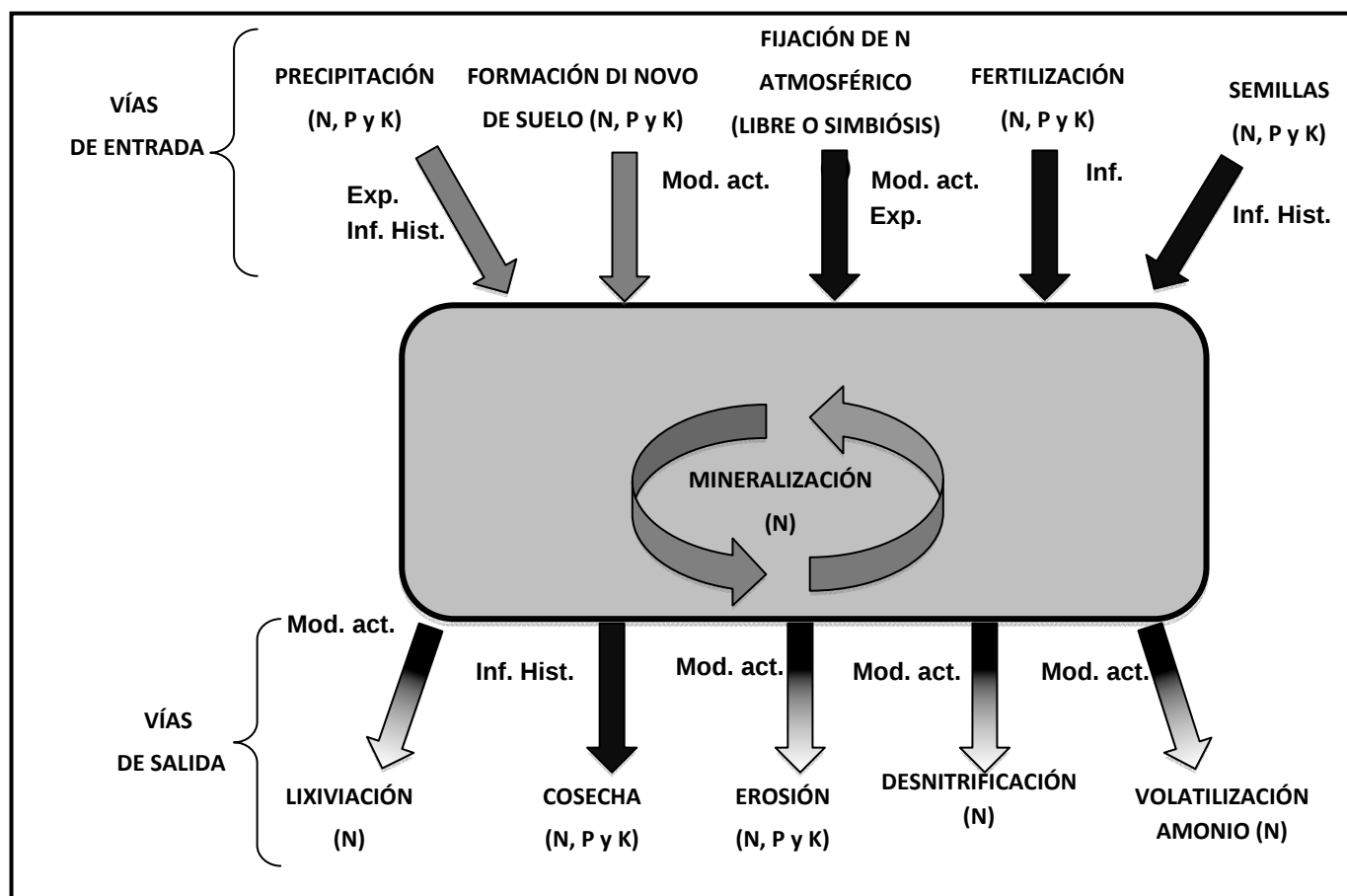


Fig. 6. Vías de entrada y salida (naturales; flechas grises, y antropogénicas; flechas negras) de nitrógeno, fósforo y potasio. Se indica la fuente de información necesaria para evaluar cada vía. Mod. Act. = Modelos y datos actuales. Inf. Hist. = información documental histórica. Exp. = información obtenida a través de experiencias manipulativas y conmensurables en condiciones comparables a las históricas.

La tabla 2, recoge las principales fuentes de información, las variables que hemos considerado, así como su importancia cualitativa en el balance.

		VÍAS DE ENTRADA Y SALIDA	PRINCIPALES VARIABLES IMPLICADAS	PRINCIPALES FUENTES DE INFORMACIÓN	GRADO INCERTIDUMBRE	IMPLICACIÓN EN EL BALANCE
ENTRADAS	Natural	Precipitación	Promedio datos históricos. Concentración N, P y K total en agua de lluvia.	Estaciones metereológicas (datos > 25 años). Datos actuales procedente de colectores de precipitación en zonas poco o nada polucionadas	+ ++	Baja Baja
		Fijación no simbiótica	Promedio bibliográfico.	Revisiones científicas	++	Baja
		Fijación simbiótica en modalidades de cultivo que incluyen un ciclo de leguminosas sembradas o desarrollo de vegetación arvense	N total en biomasa aérea.	Cosecha y contenido de N en la parte aérea.	+	Media
			N total en biomasa radicular.	Biomasa radicular y contenido de N en parte radicular.	++	Media
			Porcentaje del N total procedente del N ₂ .	Revisiones científicas.	++	Media
			Rizodeposición.	Revisiones científicas.	++	Media
			N fijado en vegetación arvense.	Resultados ensayos de campo	++	
	Antropogénica	Meteorización de la roca madre	Tasa de meteorización.	Estimativo (condiciones climáticas y órdenes de suelos predominantes).	++	Baja
			Contenidos totales de P y K	Datos mapas edafológico (LUCDEME).	++	Baja
		Riego	Caudal histórico estimativo. Concentración N, P y K en agua riego.	Estimativo (fuentes históricas). Datos actuales en cursos de agua poco o nada polucionados.	++ +++	Baja Baja
		Fertilización	Contenidos de N, P y K del estiércol.	Registros históricos.	++	Media-alta
			Dosis de aplicación del estiércol.	Registros históricos.	+	Media-alta
		Semillas	Contenido de N, P y K en semillas. Dosis aplicación semillas.	Registros históricos. Registros históricos.	+ +	Muy baja-baja. Muy baja-baja.

SALIDAS	Cosecha	Cantidad de cosecha. Contenidos de N, P y K en cosecha.	Registros históricos Registros históricos/resultados de ensayos de campo	+ +	Media-alta Media-alta
	Desnitrificación	Contenido en arcillas en el suelo. Contenido en N en el estiércol.	Modelo actual. Datos mapas edafológico (LUCDEME). Registros históricos.	++ +	Media-alta (sólo para el N)
	Volatilización amonio	Promedio bibliográfico. Contenido en N en el estiércol.	Modelo actual. Registros históricos	++ +	Baja-media (sólo para el N)
	Lixiviación	Volumen agua de lixiviación. Resultado balance entradas-salidas. Mineralización del N	Modelo actual. Información estaciones meteorológicas (datos > 25 años). Datos actuales.	+ ++ ++	Muy baja-baja (sólo para el N)
	Erosión	Tasa de erosión Contenidos de N, P y K en suelo	Estimativa. Datos mapas edafológico (LUCDEME).	+++ +++	Media-Alta

Tabla 2. Vías de entrada y salida de N, P y K consideradas en el balance, junto con las principales variables necesarias para su cálculo, tipo de información, grado de incertidumbre e implicación en el balance.

3.2.1. Análisis de las entradas

Las principales vías naturales de entrada de nitrógeno (N) en los ecosistemas terrestres, tanto en aquellos naturales como manejados, es la precipitación bruta, las debidas a la fijación de N, en forma de N_2 , por microorganismos libres (fijación no simbiótica) y fijación simbiótica de N asociada al sistema radicular de, mayoritariamente, leguminosas. Las vías antropogénicas de entradas (manejadas por el hombre) de N que deben ser consideradas en la construcción de un balance son el riego (para aquellos cultivos en regadío constante y eventual), la fertilización y la aplicación de semillas.

a) Entradas naturales

Entradas por precipitación bruta

Las entradas anuales de N por precipitación bruta se pueden calcular a partir de la concentración de este elemento en el agua de precipitación (expresados habitualmente como $mg\ L^{-1}$ ó $g\ m^{-3}$) y el volumen de agua (L^{-1} ó m^{-3}) por unidad de superficie (m^2 ó ha). Sin embargo, esta concentración en el agua de lluvia puede diferir en los distintos eventos de precipitación, por tanto, se recomienda utilizar la concentración media anual de éstos. Por otra parte, el volumen de precipitación puede variar año a año, es recomendable utilizar, en el caso de que no exista una clara tendencia en los patrones de cambio, el promedio anual calculado a partir de una serie amplia de datos (mínimo 25 años).

Es prácticamente imposible obtener información histórica de las concentraciones de nitrato en el agua de lluvia, porque ni siquiera se disponía de una metodología fiable para sus medidas. Por tanto, los niveles promedios deben inferirse de datos actuales en localidades no sometidas a posible contaminación atmosférica para recrear aquellos en épocas pasadas.

Fijación simbiótica de nitrógeno

La cantidad de N que entra en el agroecosistema procedente del N_2 atmosférico vía simbiosis de bacterias fijadoras de N (principalmente del género *Rhizobium*) con el sistema radicular de leguminosas, debe ser estimada tanto en aquellas modalidades de cultivo que incluyen una rotación con leguminosas como en aquellos que no la incluyen, pero que presentan una rotación en descanso o en barbecho.

La estimación de la cantidad de N atmosférico que entra en los agroecosistemas por fijación en las leguminosas es difícil porque parte del N de la planta procede del suelo y depende de la especie, de las condiciones ambientales y de los contenidos en N inorgánico disponible (nitrato y amonio) en el suelo. Las metodologías más precisas y exactas para determinar la cantidad de N en las leguminosas procedente exclusivamente de la atmósfera están basadas en el análisis de ^{15}N . Estos análisis requieren complejos equipos (espectrómetro de masas) y un elevado grado de especialización técnica. Existen ya una serie de estudios que utilizando esta técnica proporcionan valores de fijación de N para algunas especies de leguminosa actuales. Sin embargo, los valores no son directamente extrapolables porque la cantidad de N fijado depende directamente de la producción.

Existen una serie de tablas en las que se presentan rangos de fijación N para la mayor parte de especies de leguminosas cultivadas.

Otra aproximación es cuantificar la cantidad de N fijado en las modalidades de cultivo que incluyan un ciclo de leguminosas a partir de: i) cantidad de N cosechado (dato histórico), ii) cantidad del N cosechado procedente de la atmósfera (dato actual), iii) cantidad de N en el sistema radicular (dato actual), iv) cantidad del N del sistema radicular procedente de la atmósfera (dato actual), y v) rizodeposición (cantidad de N fijado de la atmósfera movilizada hacia el suelo; dato actual). A partir de los valores de cosecha, tanto para el grano como para la paja, y de los contenidos de nitrógeno en ambas partes de la planta, se puede estimar la cantidad de nitrógeno en la parte aérea. Por otra parte, tras aplicar un coeficiente que relaciona la cantidad de N en la parte aérea con aquella en la parte radicular, se puede cuantificar la cantidad de N por kilogramo de cosecha. Finalmente, aplicando un porcentaje de N procedente exclusivamente del nitrógeno atmosférico con respecto al total de la planta, y un porcentaje de N de la planta que se moviliza directamente al suelo (rizodeposición), se puede estimar la cantidad de N fijado por kilo de leguminosa cosechado. Algunos autores encontraron valores promedio de porcentaje del N total procedente del N atmosférico que oscilaron entre el 43 % y el 79 %. Para el conjunto de las especies ensayadas, el valor promedio fue de aproximadamente el 60 %, valor que se puede establecer para estimar la fijación de N atmosférico por leguminosas. La rizodeposición (cantidad de N atmosférico fijado por las leguminosas y movilizado a corto plazo hacía el suelo) se puede estimar en un 18 % del N total fijado.

Si es complicado estimar la cantidad de nitrógeno fijado por leguminosas sembradas, lo es más todavía cuantificar la cantidad de N procedente del N₂ atmosférico que anualmente entra con las leguminosas de la vegetación arvense, porque depende de la producción y de la composición de especies. Sin embargo, esta vía de entrada de N debe ser considerada porque puede suponer una entrada neta de N importante. Una aproximación que puede acotar cuantitativamente la fijación de N por la vegetación arvense es a través de estudios de campo actuales en condiciones ambientales y geomorfológicas parecidas.

Fijación no simbiótica de nitrógeno

Esta vía de entrada de N atmosférico por fijación biológica es aquella asociada a organismos autotróficos y heterotrófico que no se desarrollan en asociación simbiótica directa con el sistema radicular de plantas vasculares. La cuantificación de la cantidad de N fijado no simbioticamente es, generalmente, indirecta y está basada en incubaciones de muestras de suelo en presencia de acetileno que es reducido a etileno por las nitrogenasas (familia de enzimas que catalizan la ruptura del triple enlace que mantiene unido a los dos átomos de N del N₂), y la posterior determinación (cromatografía de gases) del etileno producido. Otras metodologías están basadas en el ¹⁵N. Sin embargo, ninguna de estas es plenamente satisfactoria.

El rango de variación de las estimas de fijación no simbiótica de N en una amplia gama de ecosistemas oscila entre 0 y 30 Kg N ha⁻¹ año⁻¹. Desafortunadamente, el número de estimas de fijación no simbiótica de N en ecosistemas agrícolas, y del control que ejercen las variables ambientales y las prácticas de manejo sobre estas, es escaso e incompleto. No obstante el laboreo intenso y frecuente ejerce un papel limitante en el desarrollo de las poblaciones de organismos fijadores de N autotróficos, y reduce considerablemente los contenidos en carbono orgánico del suelo, combustible necesario para la fijación no simbiótica del N atmosférico por parte de los grupos heterotróficos.

Por tanto, a falta de información procedente de experiencias en el campo, es razonable adoptar un valor de 4 kg N ha⁻¹ año⁻¹ procedente del N atmosférico y fijado por microorganismos libres. Por otra parte, para incorporar en esta vía de entrada de N, el efecto del régimen de laboreo, es razonable rebajar este valor de fijación en función de la intensidad y frecuencia del laboreo.

Entradas por meteorización de la roca madre

Dado que la roca madre, en general, no contiene N, esta entrada sólo se debe contabilizar para el fósforo y potasio. Por lo tanto, no tendremos en cuenta esta entrada en nuestro estudio.

b) Entradas antropogénicas

Entradas por riego

Esta vía de entrada de N sólo debe ser considerada para aquellas modalidades de cultivo en regadío constante y eventual, y se deben cuantificar a partir de la cantidad anual de agua de riego aportada ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y de las concentraciones promedio de Ntotal inorgánico en el agua de riego (g m^{-3}). La cantidad de agua en regadío constante y eventual debe ser estimada a partir de información histórica relacionada con el manejo (frecuencia de riego) del riego. No existe información histórica sobre la concentración de N en el agua de riego. Sin embargo, una aproximación no desatinada es utilizar la concentración de este elemento en riachuelos permanentes y temporales poco o nada polucionados.

Entradas por semillas

La cantidad anual de entrada de N a través de las semillas para aquellos cultivos herbáceos como trigo, cebada, habas y garbanzo se debe estimar a partir de la cantidad de semillas aplicada (Kg ha^{-1}) y los contenidos de N en éstas. La cantidad de semillas aplicadas anualmente para cada modalidad de cultivo debe proceder de información histórica tales como cartillas evaluatorias. Los contenidos en N en las semillas para cada tipo de cultivo se pueden obtener a partir de los valores de las tablas confeccionadas a tal fin o también pueden proceder de experiencias actuales en condiciones de campo con especies tradicionales.

Entradas por fertilización

Las cantidades de N que entran en los agroecosistemas por fertilización (química y orgánica) se calculan a partir de las dosis anuales de aplicación ($\text{kilogramos ha}^{-1}$; en fresco o en seco) y de los contenidos en N (porcentaje en fresco o en seco) en el fertilizante.

La cantidad de estiércol aplicada, para cada modalidad de cultivo y corte temporal, debe proceder de información histórica recogida en documentos históricos previa conversión de unidades (de unidades de medida históricas a kilos de estiércol). Una adecuada aproximación para calcular los contenidos en N en el estiércol, en ausencia de información sobre qué tipo de estiércol se aplicaba para qué tipo de cultivo, es utilizar promedios ponderados para estiércoles de distintas procedencias (cerdo, vacuno, ovino, caballar, asnal, caprino y mular). También los contenidos en N del estiércol procedente de distintos animales se pueden obtener a partir de tablas en manuales publicados.

La cantidad de N, que entra anualmente vía mecanismos naturales y antropogénicos se calcula como: Cantidad de N ($\text{Kg elemento ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) = Precipitación bruta + fijación simbiótica + fijación no simbiótica + riego + semillas + fertilización.

3.2.2. Análisis de las salidas

Las principales vías de salidas de N en los agroecosistemas que deben ser cuantificadas para construir los balances, son aquellas debidas a la cosecha y a la pérdida de suelo por erosión. Sin embargo, para el caso del N también se deben contabilizar las pérdidas neta de N vía gaseosa ($\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$ por desnitrificación, y NH_3 a través de volatilización) y líquida por lixiviación.

Cosecha

La cantidad de N que sale anualmente de la parcela por cosecha para los distintos cultivos se evalúa a partir de los valores de cosecha ($\text{Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en fresco o en seco) y los contenidos promedio de N (porcentaje en fresco o en seco) en la cosecha, siendo recomendable diferenciar entre el grano de la paja. Los valores de cosecha son aquellos procedentes de información histórica tras las transformaciones de unidades pertinentes. Generalmente, la información histórica sobre la cosecha suele recoger aquella para el grano, y por tanto, se precisa de la aplicación de un coeficiente que permita inferir la cantidad de paja a partir de la del grano. Otra opción es extrapolar la información procedente de ensayos en condiciones de campo con variedades tradicionales.

Los valores de contenidos de N para la cosecha retirada deben proceder de tablas publicadas en manuales de hace algunas décadas. Otra fuente de información sobre los contenidos en N para el grano y la paja de algunos cultivos es aquella procedente de experiencias en condiciones de campo y con variedades tradicionales.

Salidas netas de N por desnitrificación

La desnitrificación es un proceso microbiológico por el cual el nitrato es reducido en condiciones anaeróbica o micro-anaeróbicas a N_2O y N_2 , que son gases que escapan a la atmósfera. A escala global es un proceso clave para mantener en estado estacionario los niveles atmosféricos de N_2 , principal gas responsable del rango actual de presión atmosférica, porque restituye el N fijado biológicamente en los ecosistemas y, actualmente, el fijado para producir los fertilizantes nitrogenados. Por otra parte, el N_2O es el tercer gas con efecto invernadero en importancia absoluta (y el primero en importancia relativa) y está indirectamente implicado en la destrucción de la capa de ozono.

Las principales variables que controlan la magnitud y el patrón temporal de este proceso son el contenido en nitrato y en materia orgánica del suelo, y la temperatura y el contenido en agua del suelo (regula las condiciones de oxido-reducción) se consideran moduladores del proceso.

Las tasas de pérdida de N por desnitrificación en los agroecosistemas son aquellas debidas al suelo (pérdidas de N basales) y las directamente asociadas a la fertilización inorgánica u orgánica (pérdidas de N asociadas a la fertilización). No existe ninguna metodología directa que permita cuantificar de forma precisa y exacta las tasas de pérdida de N en forma de N_2 . La mayoría de las técnicas que evalúan las pérdidas de N por desnitrificación se basan en medir la producción de N_2O de los suelos (con o sin fertilizante) en presencia de acetileno (inhibe la reducción de N_2O a N_2).

Pérdidas de N por desnitrificación basales

En agroecosistemas, la aplicación de modelos que se basan en la recopilación de muchos valores procedentes de regiones con condiciones climáticas muy diversas, distintos cultivos, prácticas de manejo y distintas condiciones de experimentación, son recomendables. Teniendo en cuenta que no se dispone de información histórica sobre los contenidos en nitrato y materia orgánica para las distintas modalidades de cultivo, ni siquiera de las localidades de estudio, creemos que los valores de pérdida de N por

desnitrificación se pueden estimar a partir del modelo general SimDen desarrollado por Vinter y Hansen (2004) y basado en una combinación de resultados promedios de revisiones bibliográficas y experiencias manipulativas en condiciones de campo. La cantidad de N que se pierde por desnitrificación resulta de la suma de lo que se pierde por N_2O y N_2 .

Hofstra y Bouwman (2005) hicieron una recopilación de valores de pérdida de N por desnitrificación en suelos agrícolas de 336 estudios que variaban en el tipo y dosis de fertilizante nitrogenado, tipo de cultivo, pH del suelo y condiciones de drenaje, y técnica empleada. Los valores de pérdida de N por desnitrificación variaron entre 8 y 51 kg N ha⁻¹ año⁻¹.

Pérdidas de N por desnitrificación asociadas a la fertilización orgánica

Las pérdidas de N por desnitrificación debidas a la fertilización se pueden cuantificar en condiciones de laboratorio, de jardín experimental y de campo. Sin embargo, su análisis precisa de cierto grado de manipulación de las unidades experimentales y de una elevada intensidad de muestreo y análisis, y de equipamiento especializado (cromatógrafo de gases provisto con un detector e captura de electrones).

En la construcción de balances históricos para el N, la imposibilidad de realizar estos estudios manipulativos, hace que las estimaciones de pérdida de N por desnitrificación asociadas a la fertilización se base en modelos actuales.

La necesidad de evaluar a escala global la contribución de los distintos países en la emisión de gases de efecto invernadero ha derivado en la compilación de resultados y conclusiones de numerosas experiencias para determinar la relación entre la utilización de fertilizantes nitrogenados y la emisión de N_2O (y N_2) por desnitrificación. Resultado de estas revisiones ha sido la constatación de una relación lineal entre la cantidad de fertilizante aplicado y la cantidad de N que se pierde por desnitrificación. El factor de emisión de N sería del 2.5 % (el 2.5 % del N del fertilizante orgánico se pierde por desnitrificación en forma de N_2O).

La cantidad de N (Kg N ha⁻¹ año⁻¹) que se pierden por desnitrificación resultan del producto entre la cantidad de N añadido con el fertilizante orgánico y el 2.5 % de éste, sumando la cantidad de N que se pierde por desnitrificación basal (del suelo; no asociado al fertilizante).

Pérdidas de N por volatilización de NH_3

Las pérdidas de N por volatilización de NH_3 son debidas a un proceso físico-químico (no mediado biológicamente) por el que el amonio (principalmente en la solución del suelo) se transforma en amoniaco (gas) sin que haya cambio en el estado de oxido-reducción. Las principales variables que regulan el proceso son los contenidos en amonio y el pH del suelo; cuánto mayor sean ambos, mayores son las pérdidas de N-NH_3 . También lo modulan el grado de insolación y el contenido en carbonato; mayores niveles de ambos coinciden con mayores pérdidas.

Para estimar las pérdidas de N por volatilización de NH_3 se debe tener en cuenta, al igual que para el caso de la desnitrificación, aquella basal y la asociada a la fertilización orgánica. Las pérdidas basales de N por volatilización son poco conocidas principalmente por dificultades metodológicas y porque las plantas pueden actuar tanto como fuente como sumidero de NH_3 . Creemos que adoptar un valor de pérdidas basales de N por volatilización de amonio de $1.5 \text{ Kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ es razonable. Este valor, en ausencia de geo-referenciación, debe ser fijo para todas las modalidades cultivo, clases y cortes.

Una parte, que puede ser significativa, del N contenido en el estiércol se puede perder por volatilización de amoniaco y depende del momento y modo de aplicación, de las condiciones ambientales imperantes, y del tipo de estiércol. Nuevamente, creemos razonable adoptar un porcentaje de pérdida de N por volatilización de amonio, del total aplicado con el estiércol.

Pérdidas de N por lixiviación

El nitrato es muy soluble en agua y apenas queda retenido en el suelo por mecanismos de precipitación y/o adsorción. Por tanto, una parte que puede ser importante del nitrato en la solución del suelo se puede perder con el agua que percola por gravedad a zonas profundas (fuera de la profundidad máxima de exploración del sistema radicular) en periodos de intensas precipitaciones o cuándo la cantidad de agua en el suelo supera la capacidad de campo de éste. Las pérdidas de N por lixiviación dependen de la concentración de nitrato en la solución del suelo y del flujo de agua descendente a través del perfil del suelo. En ausencia de información histórica sobre los contenidos en nitrato en el suelo, las pérdidas de N por lixiviación deben ser estimadas a partir de modelos

generales actuales que relacionan pérdidas de N por lixiviación con variables de estado generales.

El modelo propuesto relaciona a través de una función cuadrática, la cantidad de nitrógeno que se pierde por lixiviación (cada 100 L m⁻² de agua que percola) y la cantidad de nitrógeno potencialmente lixiviable. La cantidad de nitrógeno potencialmente lixiviable se calcula como la suma de todas las entradas menos las salidas. Sin embargo, a las entradas también se ha añadido aquella debida a la mineralización neta del N y nitrificación, que hemos cuantificado como el 2 % del N_{total} del suelo. La cantidad de agua de percolación se puede estimar a partir de los balances hídricos, teniendo en cuenta el valor de humedad del suelo al 100 % de capacidad de campo.

Pérdidas por erosión

Las pérdidas de N por erosión se calculan a partir de los contenidos totales de N en el suelo y las tasas de pérdida de suelo.

Los factores que juegan un papel relevante en las pérdidas de suelo son el relieve (forma y textura del relieve y configuración de las pendientes), clima (intensidad y régimen de precipitaciones), suelo (textura y estructura del suelo, litología, pedregosidad) y la vegetación (tipo y configuración de las mismas) y, para el caso de sistemas agrícolas, las distintas prácticas de manejo y su intensidad, frecuencias y momento de aplicación. La confección de mapas de erosión se puede hacer a través de modelos de categorías (adscriben una categoría de erosión, en una escala semántica o cualitativa, en función de la presencia de síntomas de erosión) y modelos empíricos. Posiblemente de entre los modelos empíricos para calcular las pérdidas de suelo por erosión hídrica, el más utilizado es el de USLE. En ausencia de geo-refrenciación de las distintas modalidades de cultivo y de información climatológica precisa hace impracticable la aplicación de este tipo de modelo empírico y, por tanto, los valores de pérdida de erosión que se deben adoptar deben estar basados en análisis estimativos fundamentados en las pendientes ocupadas por las modalidades de cultivo y del tipo y grado de cubierta.

4. RESULTADOS

4.1. Superficie cultivada

4.1.1. Superficie total cultivada

La figura 7 muestra el porcentaje de superficie cultivada en los counties seleccionados. Los counties con mayor superficie fueron aquellos que se encuentran al oeste del estado. Estos estados con mayor superficie total cultivada coinciden con los estados más secos (menor precipitación media anual). Esta distribución es debida a que un porcentaje muy importante de la superficie estaba dedicada al barbecho (figura 10) y a los valores generalmente bajos de producción en los condados más situados hacia el oeste (como veremos en el apartado 4.2). Por lo tanto, si hay mayor productividad se necesitará menor superficie de cultivo, como ocurre en Butler o Woodson.

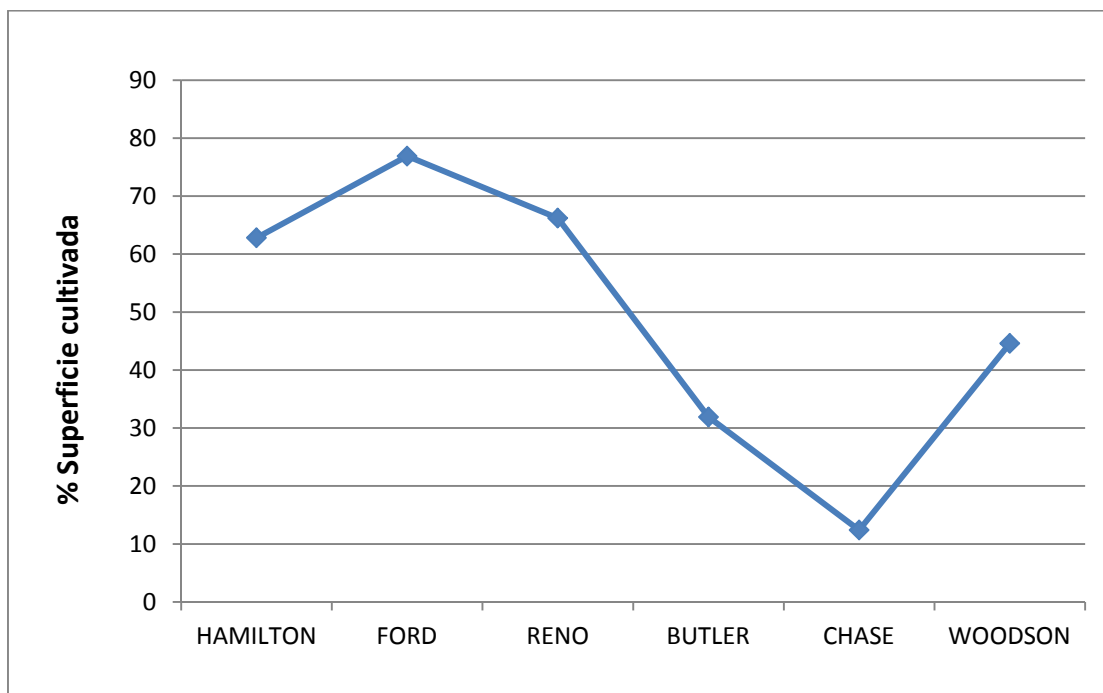


Fig. 7. Porcentaje máximo de superficie cultivada en cada county.

4.1.2. Distribución de los principales cultivos

Las figuras 8, 9 y 10 muestran la superficie (% con respecto a la total cultivada), de los principales cultivos (incluyendo barbecho) en cada uno de los counties seleccionados desde finales del siglo XIX hasta finales del siglo XX.

A lo largo del gradiente longitudinal se observó un patrón más o menos claro de incremento en la superficie dedicada a los cereales. Los valores fueron en general inferiores al 50 % en el condado de Hamilton (aquel situado más hacia el oeste y con precipitaciones anuales relativamente bajas) y valores cercanos al 100 % en los condados situados en el centro o hacia el este del gradiente longitudinal, con la excepción de Woodson en el que hubo un claro predominio de superficie dedicada a las leguminosas. En todos los casos, con la excepción de Hamilton, hubo una clara tendencia de disminución de la superficie dedicada a los cereales a lo largo del periodo estudiado (1880 – 1997).

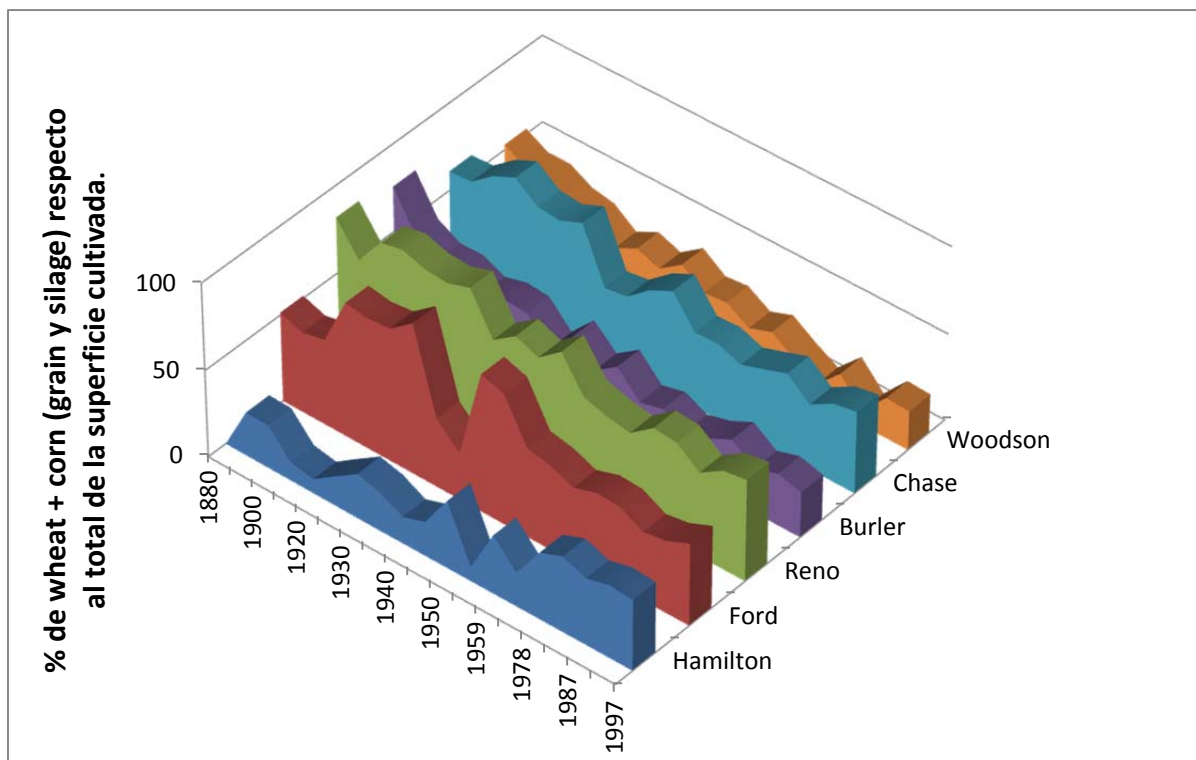


Fig. 8. Porcentaje de superficie cultivada de cereales (trigo y maíz) respecto al total a lo largo del gradiente longitudinal y durante el periodo estudiado.

La superficie dedicada a las leguminosas tendió a aumentar desde el oeste (con valores por debajo al 10 % a partir del segundo tercio del siglo XX) hasta el este. En el condado de Woodson se alcanzaron los mayores porcentajes de superficie (hasta el 33.4 %) dedicada a las leguminosas, especialmente a partir de la década de los 50s.

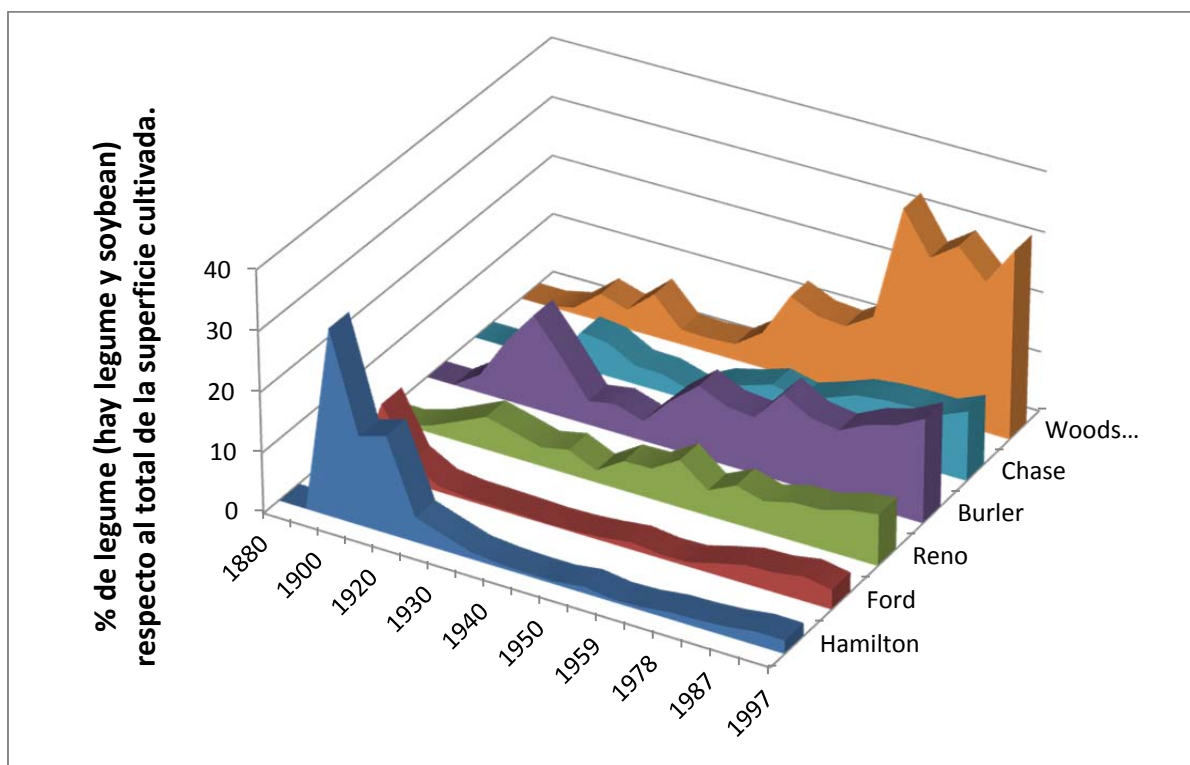


Fig. 9. Porcentaje de superficie cultivada de leguminosas (heno de leguminosas, haba y soja) respecto al total de la superficie cultivada.

La superficie dedicada al barbecho (figura 10) también mostro un claro patrón descendente desde el oeste al este, con la excepción del condado de Chase. Efectivamente, Hamilton fue el county con mayor porcentaje (hasta el 48 %) que se ha mantenido más o menos constante a lo largo de los años.

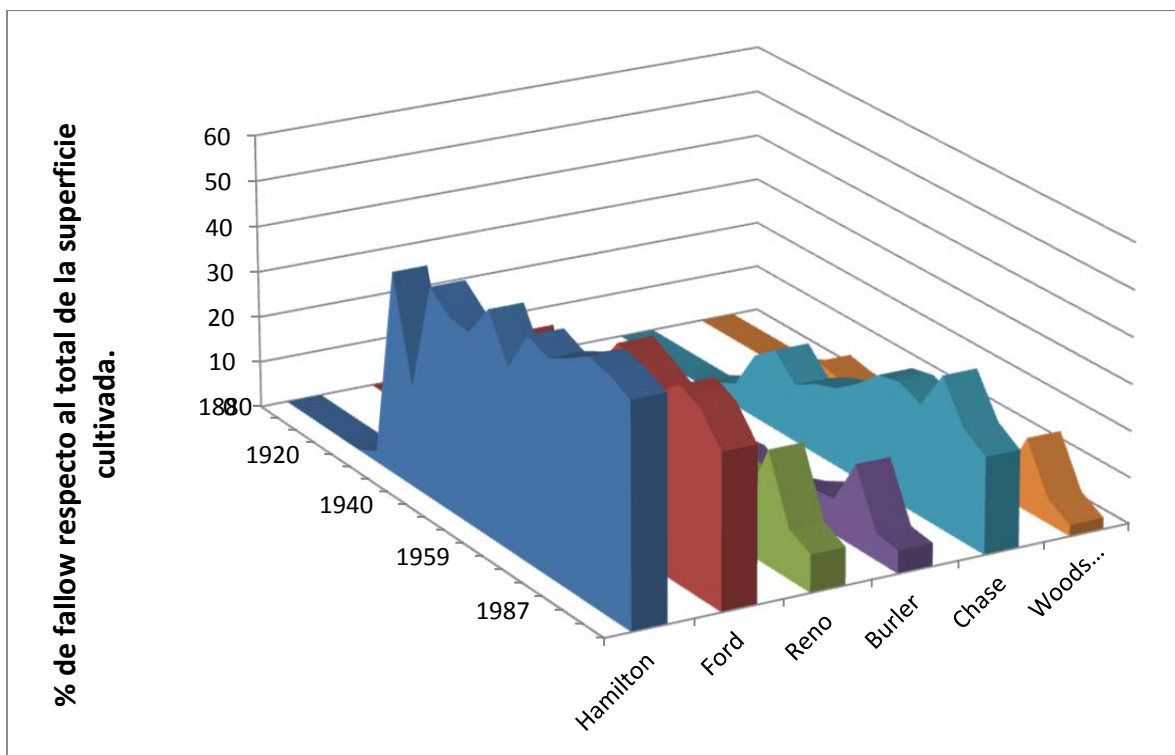


Fig. 10. Porcentaje de superficie dedicado al barbecho respecto al total de la superficie cultivada en el gradiente longitudinal y a lo largo del periodo estudiado.

4.1.3. Animales de carga

Los animales de trabajo se utilizaban en la agricultura tradicional para arar la tierra y para llevar a cabo las labores de transporte. Otro papel importante en la reposición de la fertilidad del suelo que jugaba este tipo de ganado era la producción de estiércol. Las figuras 11 y 12 muestran la densidad de la cabeza ganadera y la cantidad anual de estiércol disponible (en términos de kg de N ha^{-1}) en los diferentes counties y durante el periodo estudiado. Exceptuando Hamilton (el condado situado más hacia el oeste), la cabaña ganadera fue similar en los distintos condados y con valores entono a 0.2 cabezas por hectárea hasta la década de los 40 del siglo XX. En Hamilton, la cabaña ganadera fue de hasta 3 veces superior (hasta 0,6 cabezas por hectárea) que en el resto de los condados. Con la entrada de la maquinaria y la intensificación

de los sistemas agrícolas los animales de trabajo desaparecen por completo a partir del 1940 en todos los counties.

El patrón de cambio longitudinal y temporal en la cantidad de N disponible en forma de estiércol (figura 12) es similar a aquel descrito de la cabaña ganadera. Hamilton llega a disponer casi de 20 Kg N por hectárea y año en forma de estiércol, pero a partir de 1940 disminuye y llega a desaparecer el estiércol disponible en todos los counties. Es evidente que la ausencia de ganado tras la mecanización de los sistemas agrícolas condujo a una profunda reducción de la capacidad de fertilización a través del estiércol que fue sustituida por los fertilizantes de síntesis.

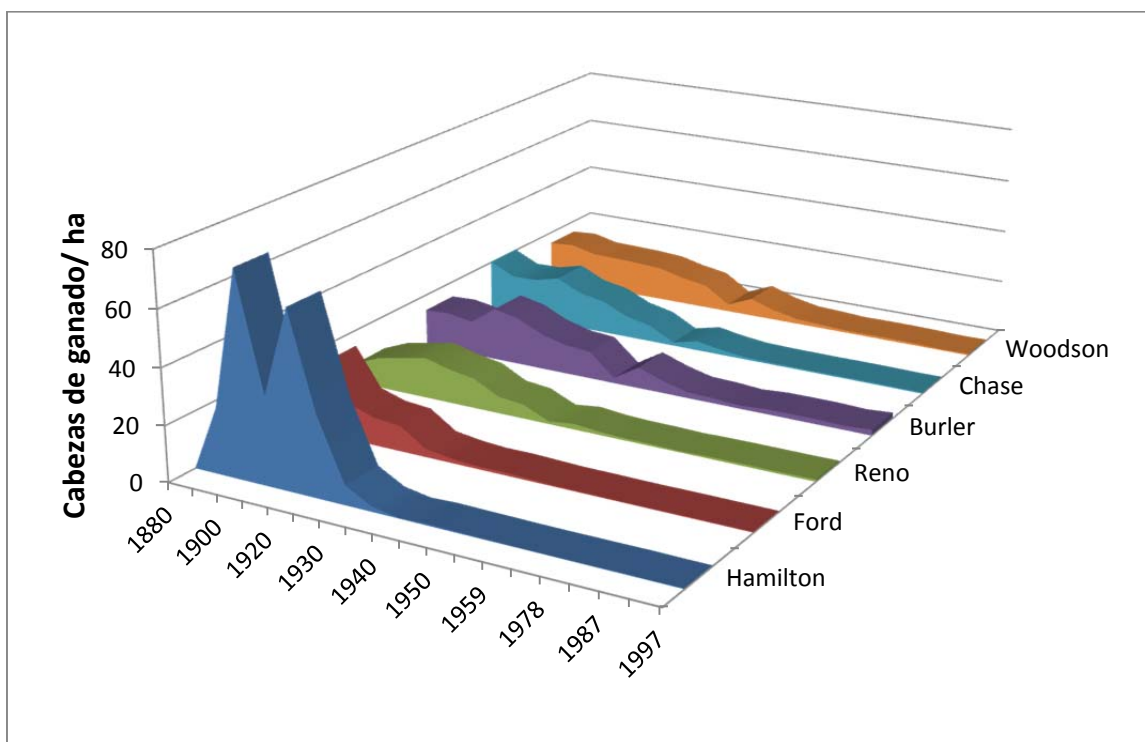


Fig. 11. Densidad de la cabaña ganadera de trabajo/carga (para obtener el valor real hay que dividir por 100 los valores de la escala del eje de las ordenadas) en los distintos counties y a lo largo del periodo estudiado.

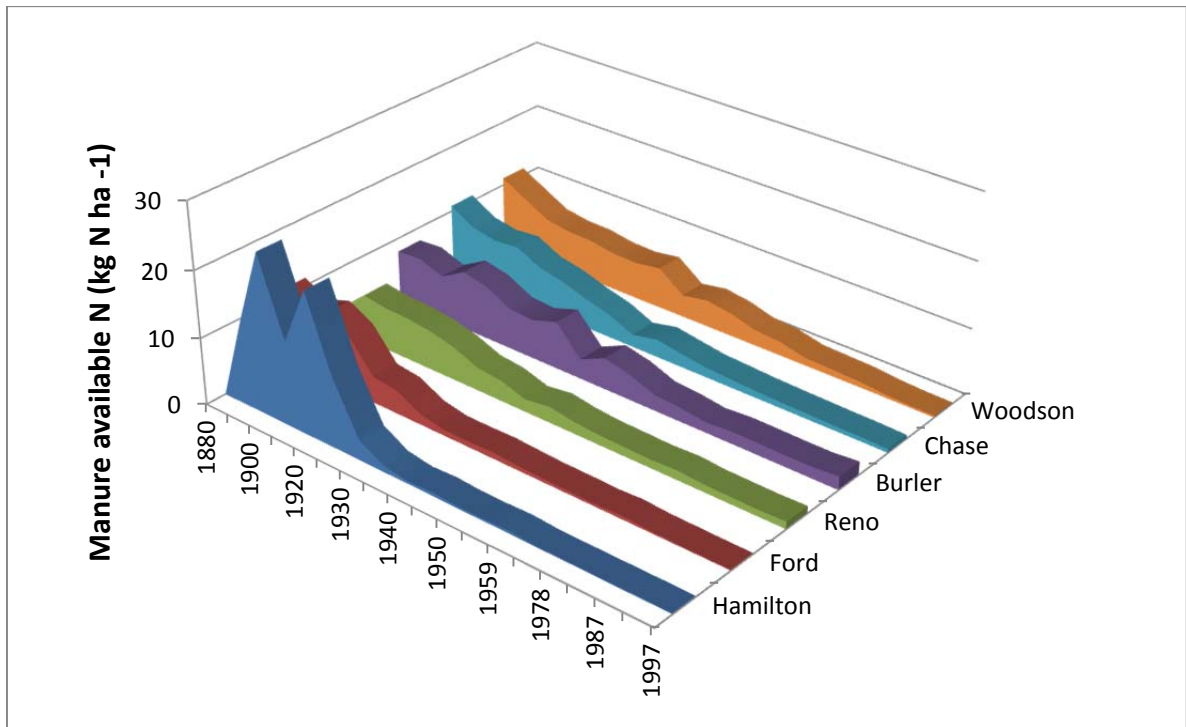


Fig. 12. Cantidad anual de nitrógeno en forma de estiércol disponible (manure availability; kg N ha^{-1}) en cada county y durante el periodo de tiempo investigado.

4.2. Productividad

En la figura 13 se representa la productividad de cada uno de los counties objeto de estudio. Para ello calculamos las toneladas de producción de biomasa de todos los cultivos por hectárea de superficie cultivada. En términos generales los valores de productividad tendieron a aumentar desde los counties que están situados más al este hacia los del oeste, llegándose a alcanzar valores de hasta 6.7 toneladas por hectárea y año en Butler. Los valores de productividad estuvieron por debajo a 3 – 4 toneladas $\text{ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ hasta 1940 – 1950, periodo a partir del cual aumentaron notablemente en prácticamente todos los condados estudiados. El aumento se debe a la aplicación de fertilizantes (los nutrientes dejan de ser el factor limitante). También aumenta la productividad porque se empieza a emplear herbicidas (se reduce

considerablemente la incidencia de las malas hierbas), todo se mecaniza, se aplican variedades más productivas y se empieza a irrigar más.

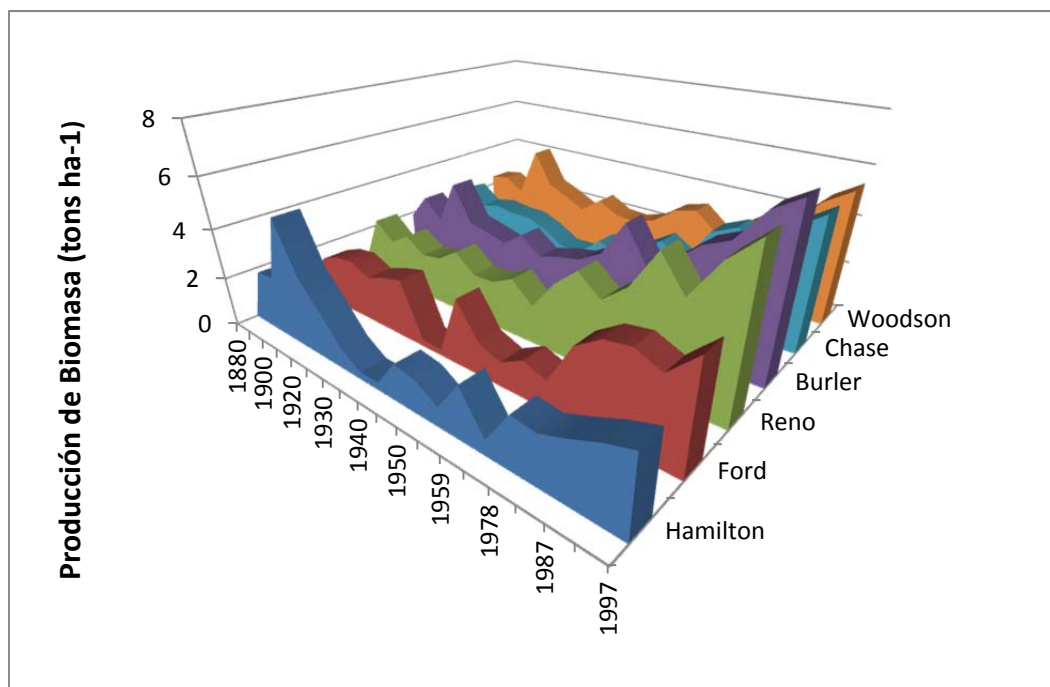


Fig. 13. Producción anual de biomasa por hectárea de superficie cultivada (toneladas ha^{-1}) en cada county y durante el periodo de tiempo investigado.

4.3. Balance de Nitrógeno

En las figuras 14, 15, 16, 17, 18 y 19, se muestran la magnitud de las entradas y salidas de N a través de los distintos procesos (flujos) para el conjunto del todo el sector agrícola en los distintos condados para 1890 y 1997. También se muestra el resultado del balance. Se han elegido estos periodos por ser marcadamente contrastados en el manejo de los sistemas agrícolas.

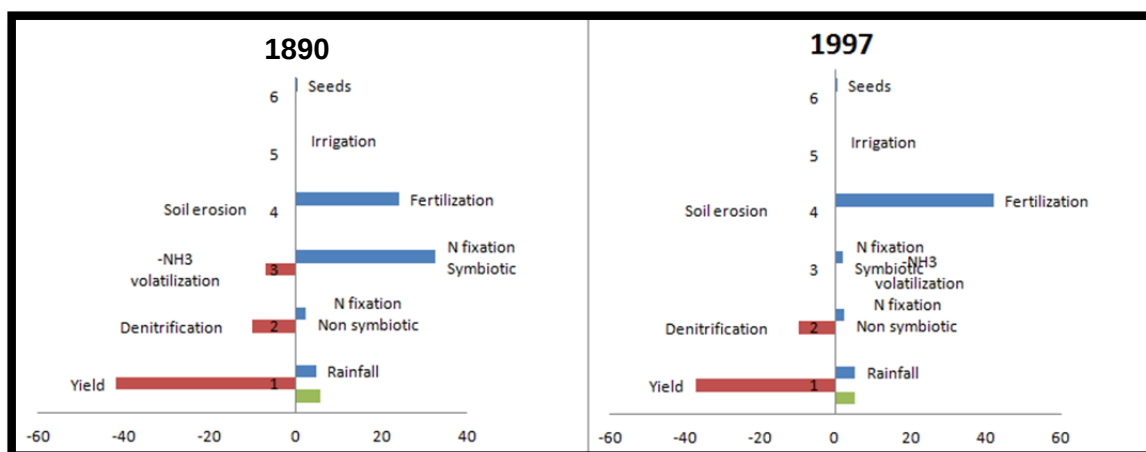


Fig. 14. Magnitud de las principales vías de entrada (en azul) y salida (en rojo) de N en Hamilton en 1890 y 1997. Los valores se expresan en kg N ha⁻¹ año⁻¹. En verde se muestra el resultado del balance.

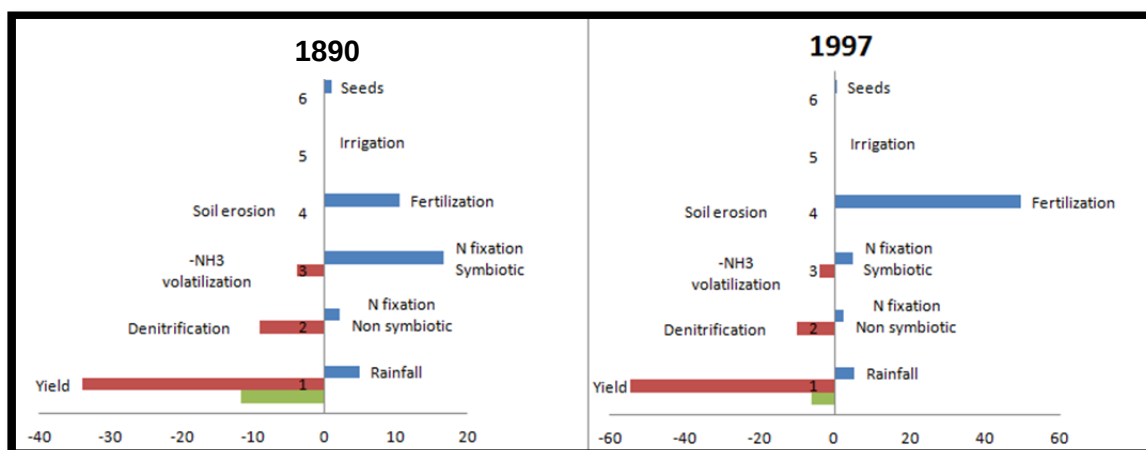


Fig. 15. Magnitud de las principales vías de entrada (en azul) y salida (en rojo) de N en Ford en 1890 y 1997. Los valores se expresan en kg N ha⁻¹ año⁻¹. En verde se muestra el resultado del balance.

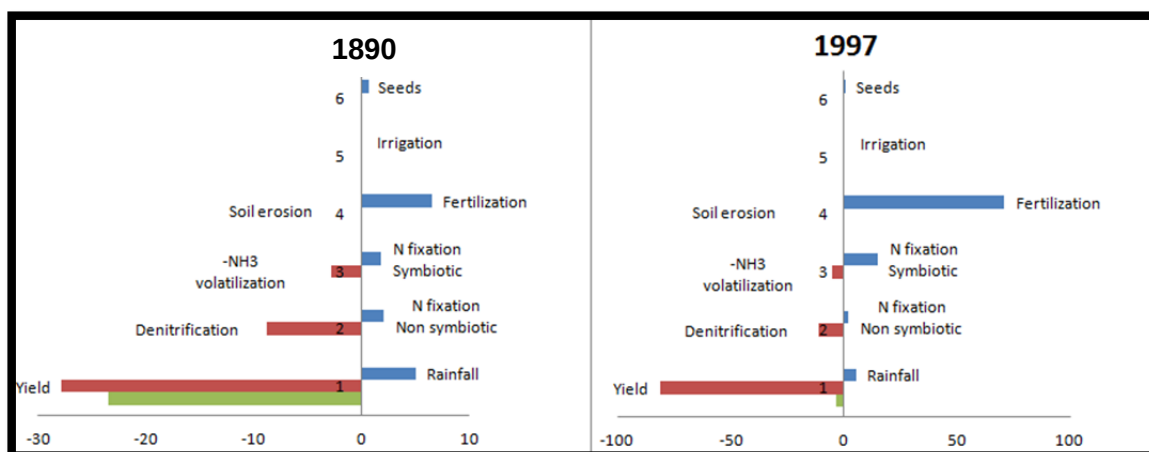


Fig. 16. Magnitud de las principales vías de entrada (en azul) y salida (en rojo) de N en Reno en 1890 y 1997. Los valores se expresan en kg N ha⁻¹ año⁻¹. En verde se muestra el resultado del balance.

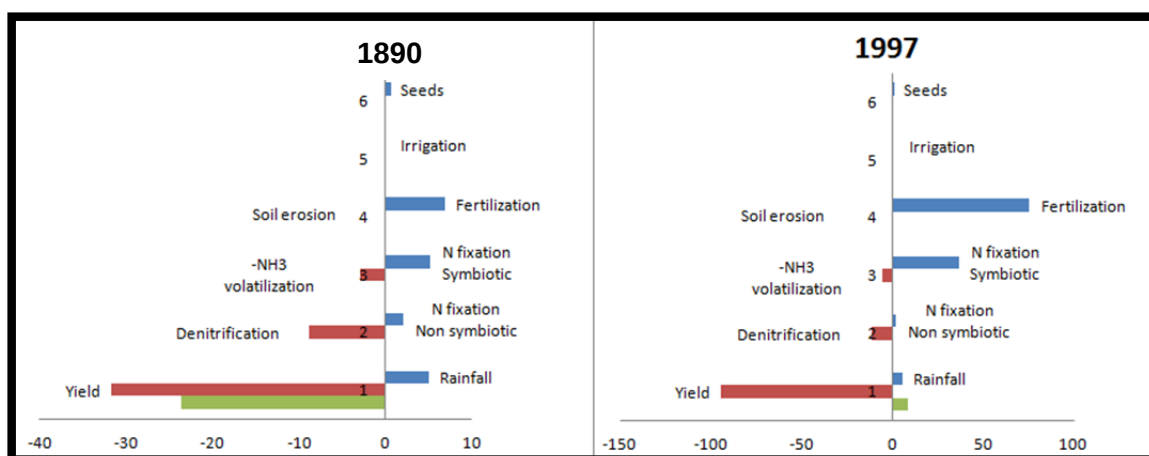


Fig. 17. Magnitud de las principales vías de entrada (en azul) y salida (en rojo) de N en Butler en 1890 y 1997. Los valores se expresan en kg N ha⁻¹ año⁻¹. En verde se muestra el resultado del balance.

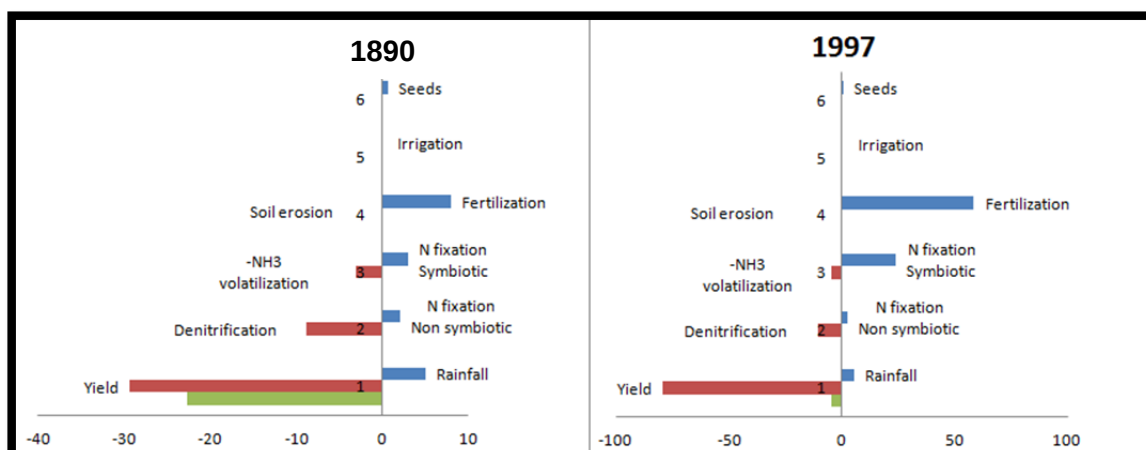


Fig. 18. Magnitud de las principales vías de entrada (en azul) y salida (en rojo) de N en Chase en 1890 y 1997. Los valores se expresan en $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. En verde se muestra el resultado del balance.

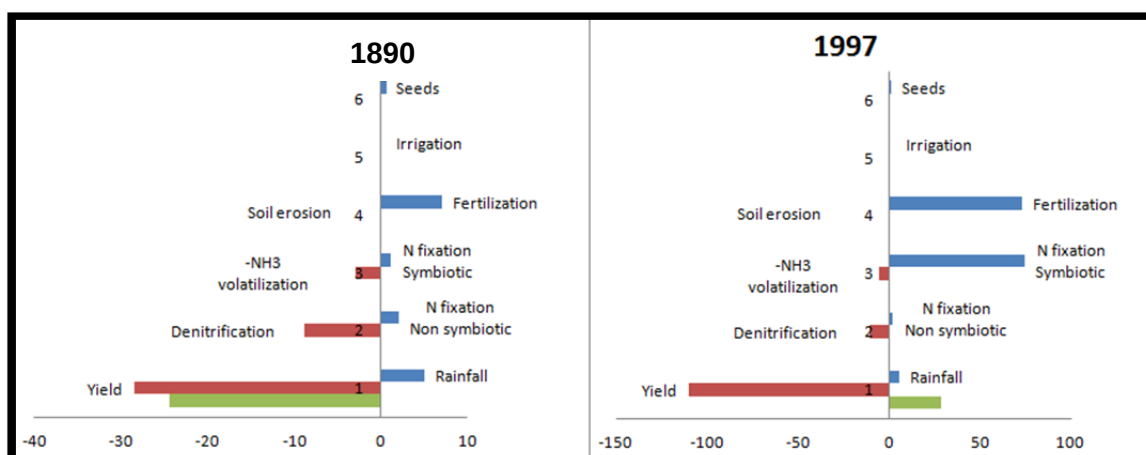


Fig. 19. Magnitud de las principales vías de entrada (en azul) y salida (en rojo) de N en Woodson en 1890 y 1997. Los valores se expresan en $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. En verde se muestra el resultado del balance.

Las figuras, en todos los counties, muestran como la magnitud de los flujos (tanto los de entrada, especialmente por fertilizantes sintéticos con N, como los de salida, por cosecha) aumentaron notablemente desde a 1890 hasta 1997). En general, el resultado del balance fue negativo en 1890 (desde valores rondado los $-10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ de Hamilton hasta los valores de -25 kg N ha^{-1}

¹año⁻¹ de Reno y Woodson) a finales del siglo XIX-principios del siglo XX. Sin embargo, y a pesar de que la productividad se multiplicó por 1.5 e incluso se dobló, el resultado del balance de N para 1997 fue ligeramente negativo (<10 kg N ha⁻¹ año⁻¹ caso de Hamilton) o incluso positivo (+10 kg N ha⁻¹ año⁻¹ caso de Woodson) a finales del siglo XX. Es evidente que la aplicación de fertilizantes de síntesis con N está detrás de esta tendencia.

Las figuras 20 – 25 recogen para todos los counties las entradas y salidas de N debidas a los distintos procesos/flujo.

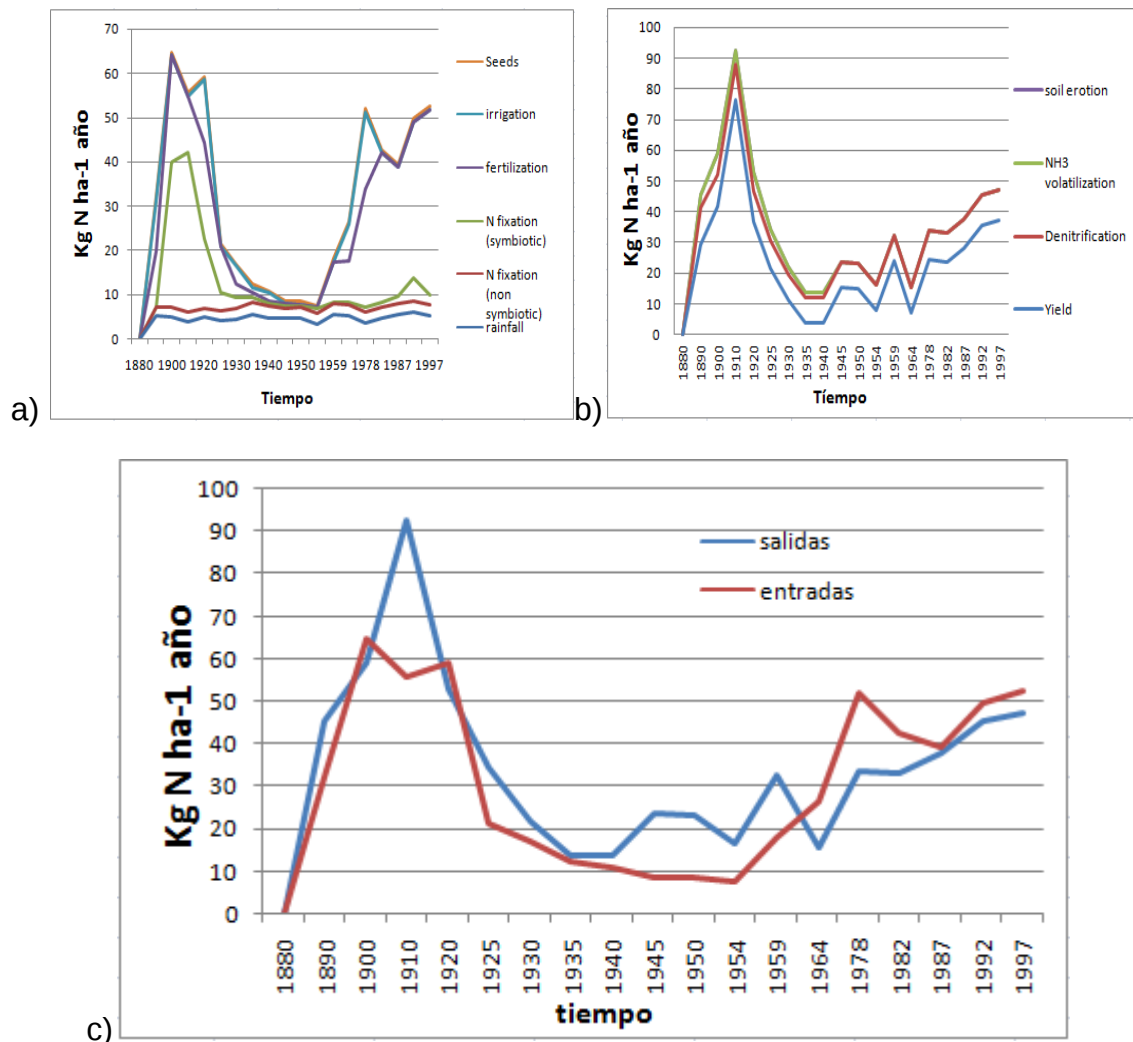


Fig. 20. Representación para Hamilton de a) Entradas de N acumuladas b) Salidas de N acumuladas y c) Entradas y salidas de N acumuladas. La unidad de medida para todas ellas es $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

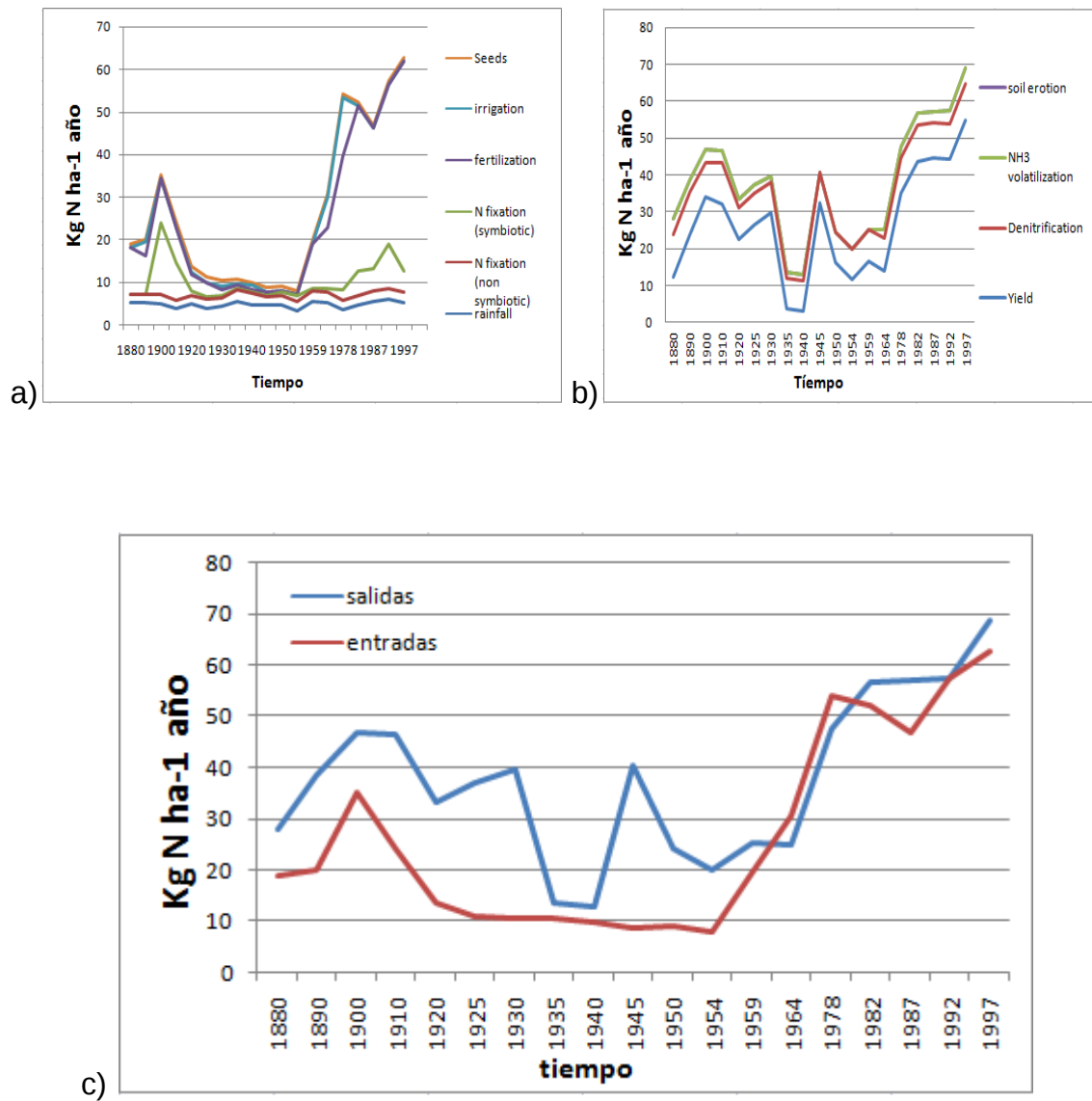


Fig. 21. Representación para Ford de a) Entradas de N acumuladas b) Salidas de N acumuladas y c) Entradas y salidas de N acumuladas. La unidad de medida para todas ellas es $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

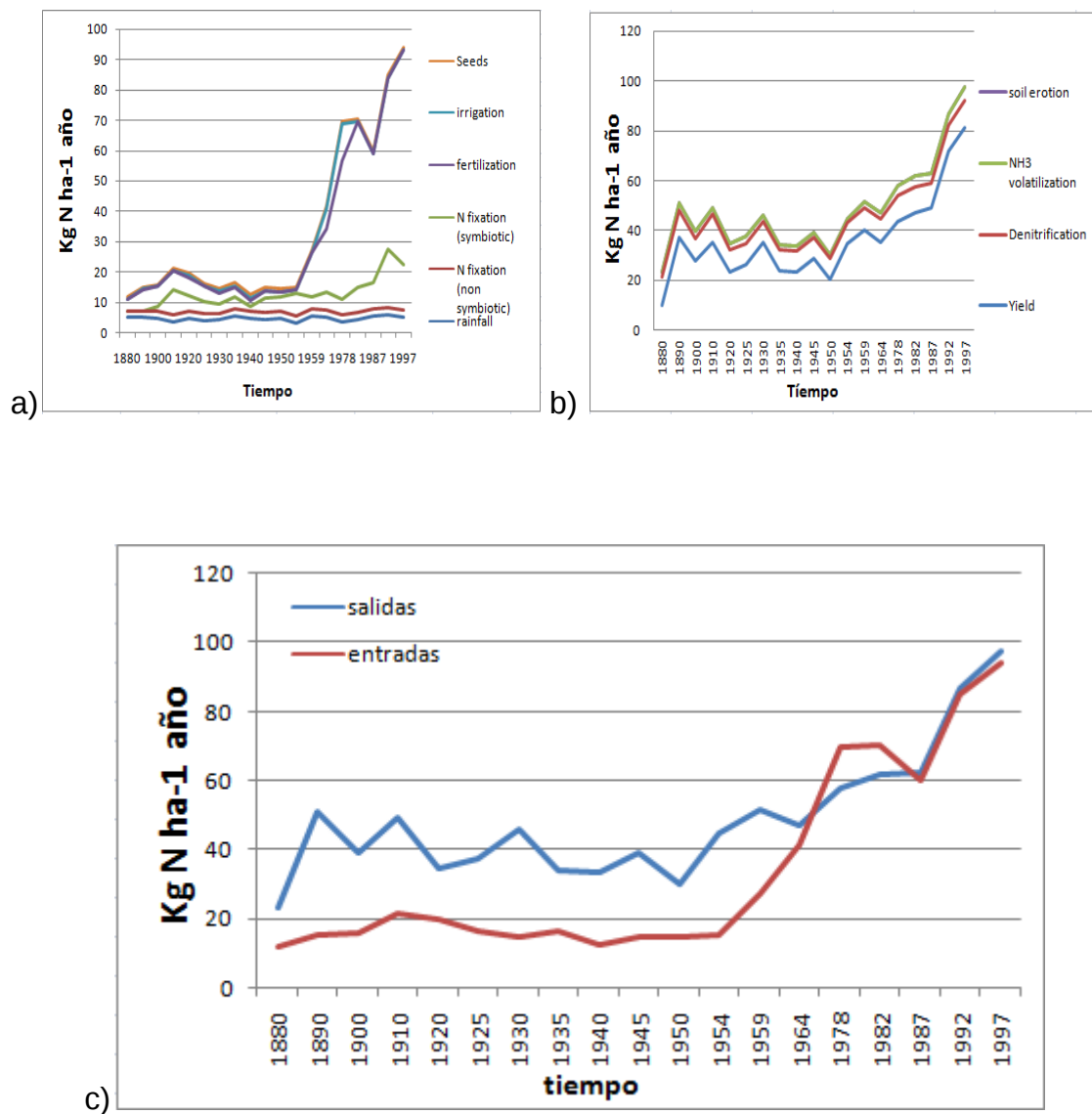


Fig. 22. Representación para Reno de a) Entradas de N acumuladas b) Salidas de N acumuladas y c) Entradas y salidas de N acumuladas. La unidad de medida para todas ellas es kg N ha⁻¹ año⁻¹.

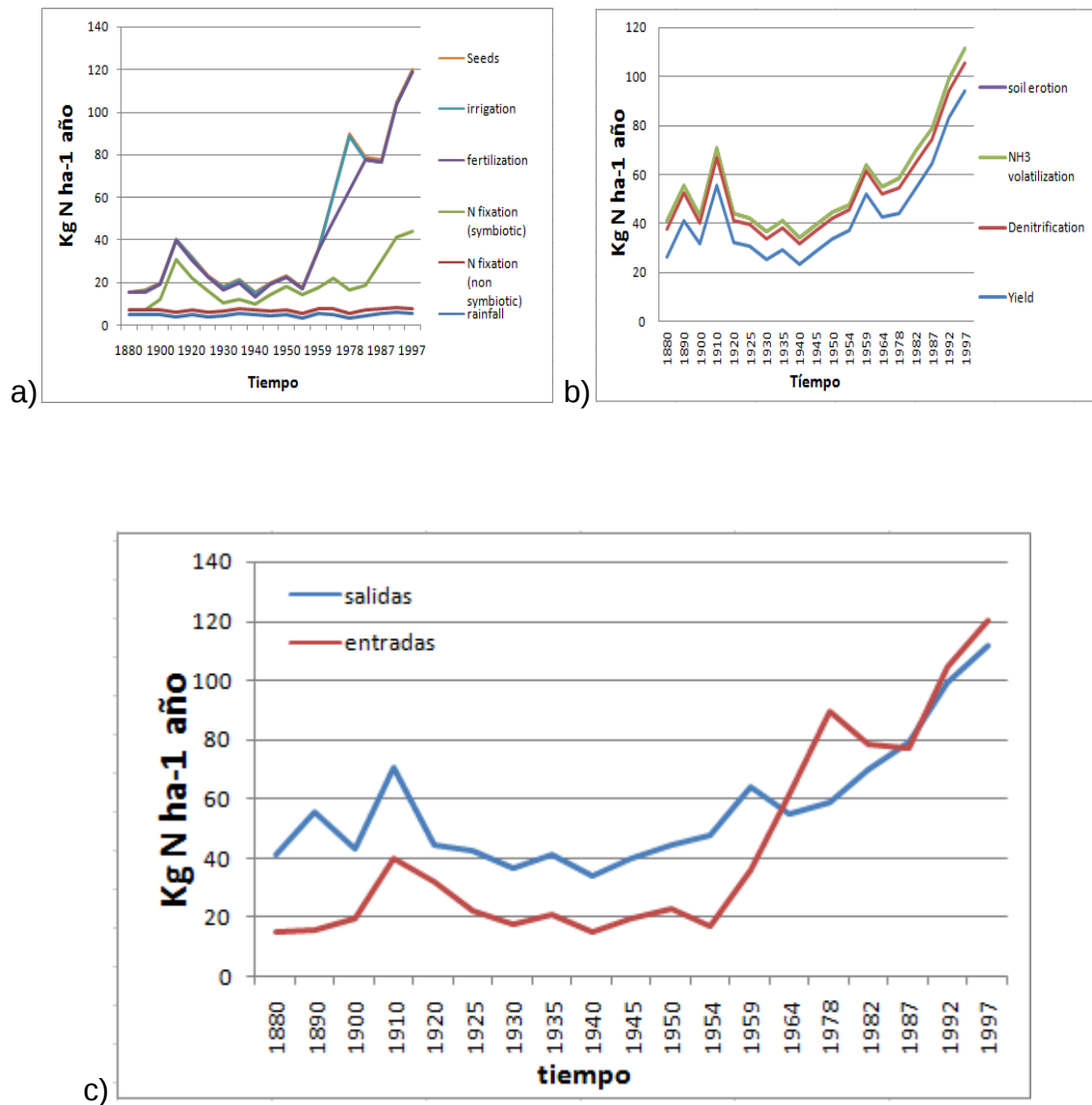


Fig. 23. Representación para Butler de a) Entradas de N acumuladas b) Salidas de N acumuladas y c) Entradas y salidas de N acumuladas. La unidad de medida para todas ellas es $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

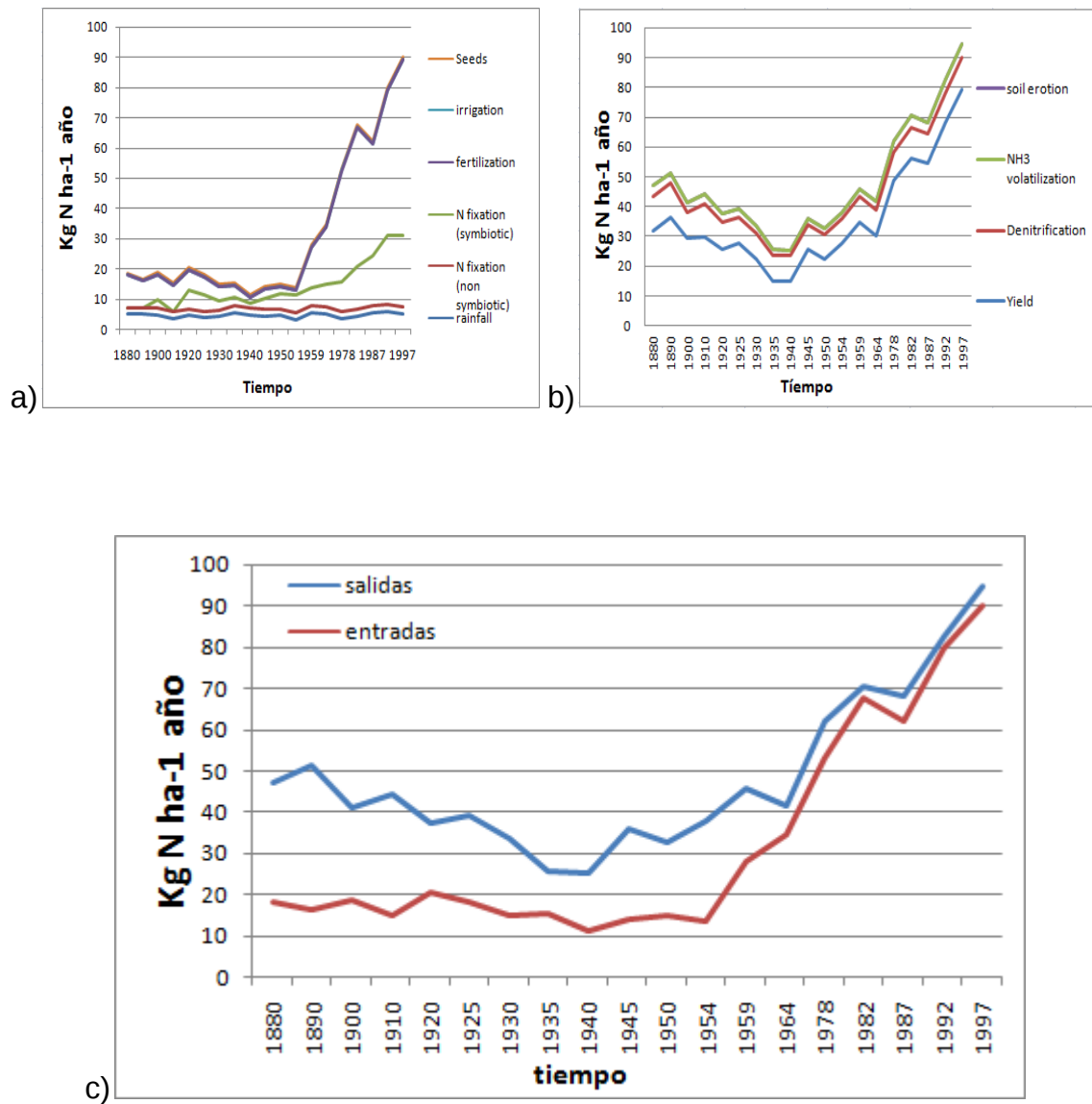


Fig. 24. Representación para Chase de a) Entradas de N acumuladas b) Salidas de N acumuladas y c) Entradas y salidas de N acumuladas. La unidad de medida para todas ellas es $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

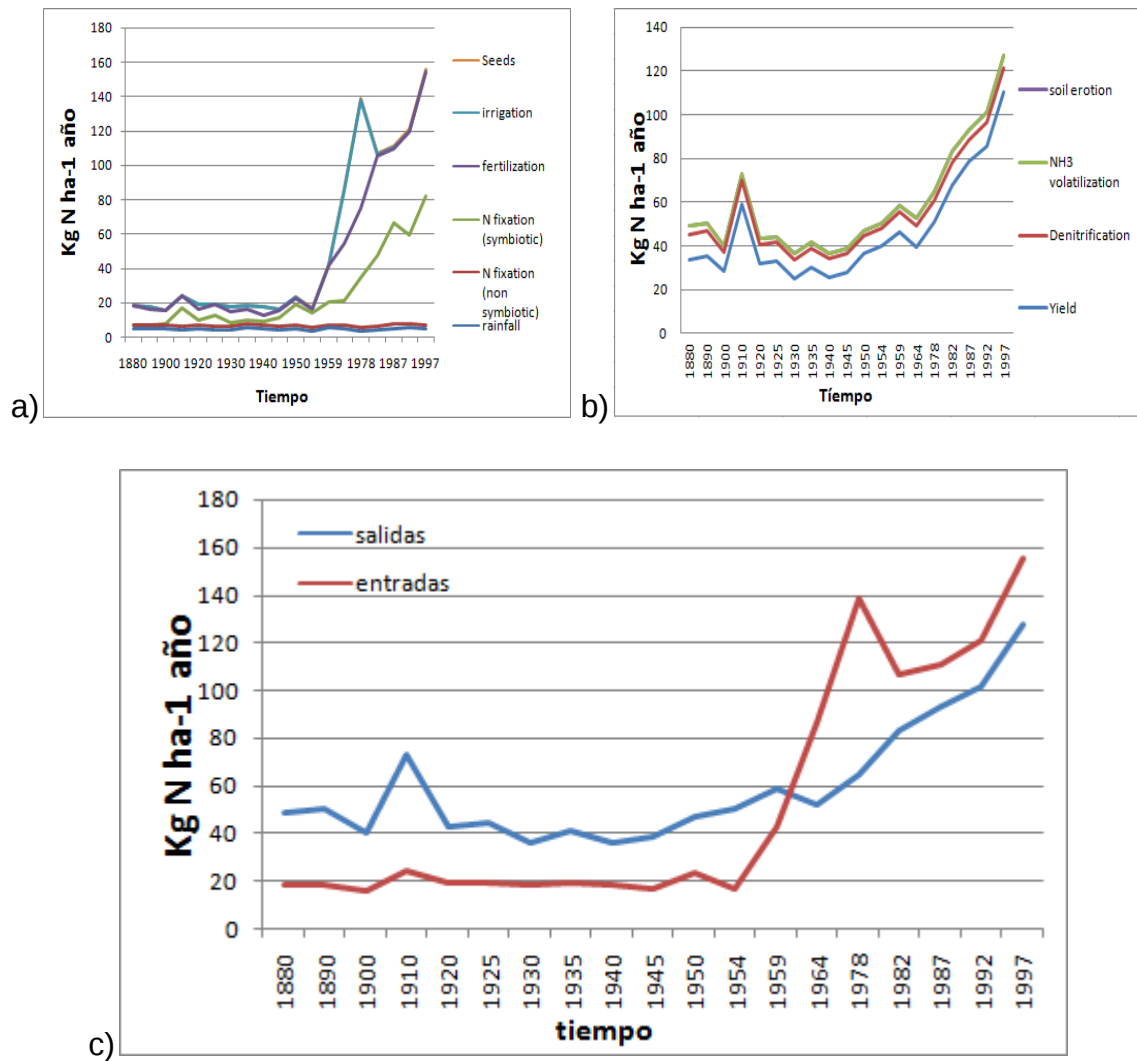


Fig. 25. Representación para Woodson de a) Entradas de N acumuladas b) Salidas de N acumuladas y c) Entradas y salidas de N acumuladas. La unidad de medida para todas ellas es $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$.

Para el condado de Hamilton, con una cabaña ganadera relativamente elevada, al menos en comparación con los condados que se sitúan más hacia el este, la principal entrada de N durante los últimos años del siglo XIX y principios del XX correspondió a la entrada de N en forma de estiércol (entre $10 - 24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) seguido de las entradas por fijación de N atmosférico por leguminosas (unos $32-34 \text{ kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) que dejaron de ocupar una superficie relevante a partir de principios de siglo XX. A partir de los años 40 del siglo XX hay una caída en las entradas de N debido principalmente a la caída en la cabaña ganadera derivada de la mecanización del campo. Es a partir de mediados del

siglo XX cuándo las entradas vuelven a incrementarse debido a los fertilizantes nitrogenados de síntesis. La principal vía de salida de N fue, sin duda, por cosecha y que supuso durante el periodo estudiado más del 80 % de las salidas. Las pérdidas de N por desnitrificación fueron también de cierta significación con valores que rondaron los 9 – 12 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Para este county situado en el oeste, el balance de N fue prácticamente neutro en el periodo estudiado exceptuando a principios del siglo XX (cuándo la carga ganadera empezó a descender y por tanto las entradas de N) y mediados de este mismo siglo cuándo coincide bajas aplicaciones de fertilizantes nitrogenados de síntesis y muy baja capacidad de fertilización con estiércol.

En Ford (county con mayor superficie total cultivada 76,9) la principal entrada de N fue la fertilización, sobre todo a partir de los años 50 con la entrada de los fertilizantes de síntesis. Solo en 1980 la principal entrada de N fue a causa de fijación simbiótica de N (16,7 Kg N ha⁻¹ año⁻¹) ya que la superficie dedicada al cultivo de leguminosas fue superior que en los años contiguos. Se vuelve a incrementar levemente las entradas por fijación de N atmosférico por leguminosas en los últimos años del periodo estudiado. Las salidas de N se producen en primer lugar por la cosecha y, en menor medida, por desnitrificación. En torno a 1935 y 1940 se produce un notable descenso de salidas de N, el cual fue causado por una sequia que sufrió el condado y que afectó a los cultivos. El balance de N fue negativo hasta mediados del siglo XX coincidiendo con la aparición de la fertilizantes de síntesis.

Reno es uno de los counties situados al oeste y por tanto con mayor superficie cultivada. Al igual que Ford, la principal entrada de N es por fertilizantes llegando a alcanzar 70,8 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ en 2007. El aumento de las entradas por fertilización a partir de los 50's es debido a la utilización de fertilizantes de síntesis, aumento de la producción y aumento de la irrigación, esto va a ocurrir en todos los condados dentro del área de estudio. Reno tiene un balance de N negativo hasta mediados del siglo XX por las razones ya comentadas, se diferencia con Ford en que el balance no se vuelve negativo sino neutro. El balance es neutro ya que la productividad es muy elevada (3,6 - 6,4 toneladas ha⁻¹ y⁻¹) en este county por tanto las salidas de N por la cosecha (principal vía de salida) suaviza en incremento de las entradas de N por fertilizantes.

Butler es el primer condado que consideramos al este del estado. Tiene menor superficie de cultivo que los anteriores pero tiene mayor productividad. El cultivo de leguminosas va aumentando minuciosamente a lo largo de todo el periodo estudiado, por lo tanto, las entradas por fijación simbiótica del N también ($22 - 36.8 \text{ Kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en los últimos años del siglo XX). En cualquier caso, la principal entrada de N es por fertilizantes. La irrigación como entrada de N es muy elevada en 1978 con $25.3 \text{ Kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Al igual que el resto de los counties, las mayores cantidades de salidas N son debidas a la cosecha. El balance de nitrógeno es negativo hasta volverse neutro a partir de los años 50's con el aumento del uso de fertilizantes.

El condado de Chase es el más pequeño de los seis counties de estudio, además del que tiene menor superficie cultivada 12% y es uno de los condados con más productividad. El balance de N en Chase es negativo en todo el periodo de estudio. La entrada de N por fijación simbiótica es inferior al resto de counties situados al este ya que dispone de menor superficie cultivada por leguminosas (principales cultivos: cereal y barbecho). La entrada de N por fertilización si es muy alta a partir de la mitad del siglo XX, entre $36 - 48 \text{ Kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Al tener elevada productividad, las salidas de N en forma de cosecha superan las entradas. También hay que destacar la desnitrificación como importante salida de N alcanzando entre $8 \text{ y } 11 \text{ Kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

El condado más al este es Woodson. Se caracteriza por disminuir el cultivo de cereal a lo largo del periodo estudiado y aumentar el cultivo de leguminosas hasta alcanzar, en los últimos años del siglo XX, entre el 25% y el 33% de superficie cultivada para este cultivo. Esto, sin duda, viene reflejado en la entrada de N por fijación simbiótica alcanzando $74.5 \text{ Kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Esta entrada es la segunda más importante siendo la primera la entrada de N por fertilizantes. Es el aumento de esta entrada de N y, en menor medida, la entrada de N por irrigación provoca que el balance de nitrógeno se vuelva positivo en torno a 1950. Al igual que el resto de los counties la salida de N más importante es la cosecha (hasta $110.3 \text{ Kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y en segundo lugar la desnitrificación.

Por último, comparamos el resultado del balance de N a lo largo del gradiente longitudinal, que como ya hemos comentado, encontramos en el área de estudio (figuras 26 y 27). Seleccionamos 1890 y 1997 para el cálculo del balance, para así poder evaluar los cambios a lo largo del tiempo.

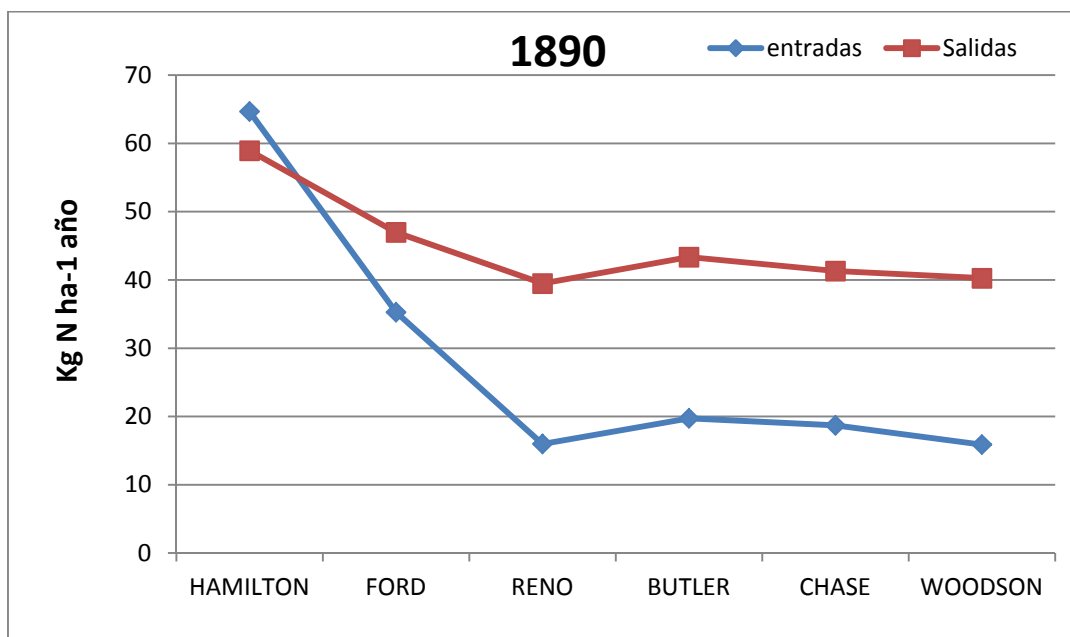


Fig. 26. Balance de nitrógeno (Kg N ha⁻¹ año) en todos los counties para el año 1890.

A finales del siglo XIX en todos los counties, exceptuando Hamilton en el que las entradas de N especialmente debido a las leguminosas y, sobre todo, al estiércol fueron relativamente elevadas, el balance fue notablemente negativo con valores rondando los -10 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en Ford y los -20 - -25kg N ha⁻¹ año⁻¹ en el resto de los counties. Hubo una tendencia clara de aumento del balance negativo desde el oeste hacía el este. El balance negativo significa extracción significativa del N desde el suelo haciendo disminuir el stock de este.

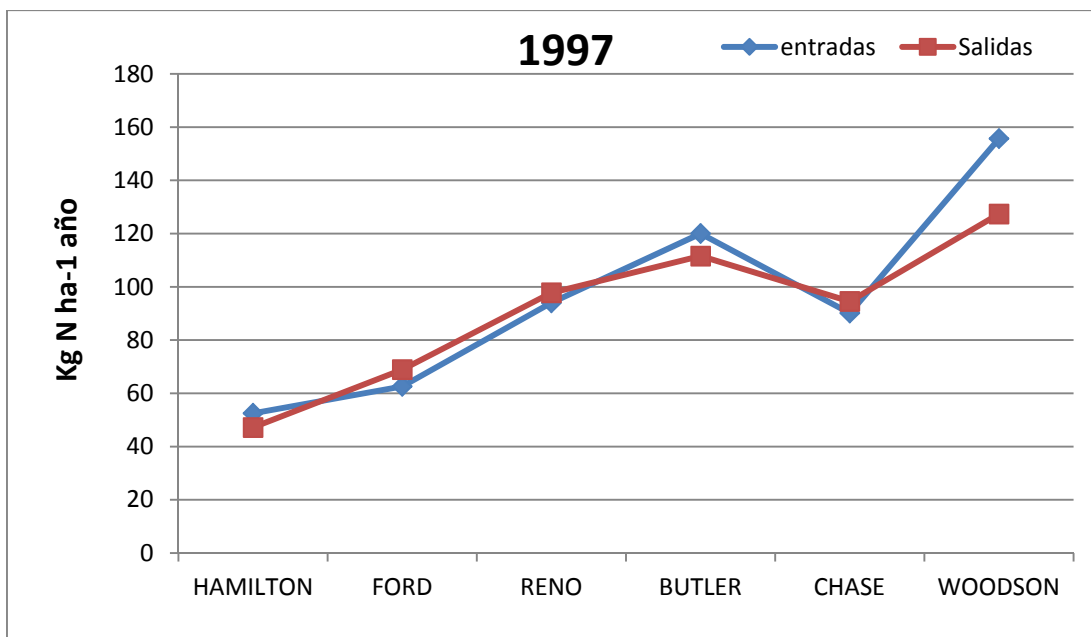


Fig. 27. Balance de nitrógeno (Kg N ha-1 año) en todos los counties para el año 1997.

Para el 1997, prácticamente el resultado del balance de N casi cero, e incluso para algunos casos ligeramente positivo.

5. DISCUSIÓN

5.1. Influencia del clima en los agroecosistemas del Great Plain de Kansas

No hay duda de que el clima juega un papel muy importante en la distribución de los usos del suelo, en el tipo de cultivo y, por tanto, en la productividad, entre otros. Esta influencia se ha puesto de manifiesto en este estudio que ha analizado tendencias en la distribución de los cultivos en diferentes condados (counties) a lo largo de un gradiente longitudinal. A lo largo de éste la precipitación anual, y en menos medida la temperatura anual, aumentan de oeste a este del estado de Kansas. El porcentaje de superficie cultivada tendió a ser superior en aquellos counties con menor precipitación anual. Este resultado podría ser inesperado ya que cuánto mejor son las condiciones

ambientales es esperable que mayor es la superficie dedicada a la obtención de alimentos. Sin embargo, un porcentaje importante de esa superficie estaba dedicada al barbecho, especialmente hasta el primer tercio del siglo XX. Así es, la escasez de precipitaciones, junto con otras, es una de los principales motivos por el que algunas rotaciones incluyen el barbecho. Como se expone después, una elevada superficie dedicada al barbecho es la principal razón por la que el balance de N en el condado más situado al oeste fue neutro o positivo prácticamente durante todo el periodo estudiado.

Buena parte de la superficie de los condados situados más hacia el este (precipitaciones anuales crecientes) estaban dedicada al cultivo de cereales, principalmente trigo y maíz para consumo humano o de animales. Ésta es otra de las consecuencias, más o menos bien relatada en otros estudios, de precipitaciones por encima de los 700 mm. El cultivo de cereales si no se aporta nutrientes suele conllevar balances de nutrientes negativos, como se verá más adelante. Con excepción del condado más situado hacia el oeste, la cabaña ganadera de carga fue muy baja prácticamente durante todo el periodo estudiado (nunca superior a 0.8 cabezas por hectárea) y no hubo una tendencia espacial clara. La baja cabaña ganadera tiene una consecuencia clara en relación al potencial de fertilización y reemplazo de los nutrientes cosechados; baja producción y disponibilidad de estiércol. Éste hecho, como se discutirá con posterioridad, trajo como consecuencia balances de nutrientes muy negativos.

Hasta la mitad del siglo XX los valores de productividad (en peso húmedo) fueron relativamente bajos y, como era esperable, los valores tendieron a ser más altos en aquellos condados con mayor precipitación anual. La excepción fue el condado de Hamilton, aquel más situado hacia el oeste, con valores de productividad relativamente elevados debido a que durante las últimas décadas del siglo XIX y primeras del siglo XX, entre el 20 – 33 % de la superficie estaba dedicada al cultivo de leguminosas con elevado contenido en agua (valores altos de biomasa en peso fresco, aunque no de peso seco). Esta biomasa de leguminosa era esencial como alimento a la cabaña ganadera que era elevada en ese condado. El hecho de que aunque hubo una tendencia de valores de productividad creciente en los condados situados hacia el este, ésta no fue

más clara de lo esperado, se debe a que, con toda probabilidad, la falta de reemplazo de los nutrientes cosechados (es decir fertilización) limitaba el potencial productivo.

5.2. Desde una agricultura “tradicional” hacía la revolución verde

El periodo estudiado recoge el *modo de hacer agricultura* de los primeros asentamientos en el Great Plain, cuándo no había fertilizantes de síntesis, hasta la actualidad reciente. Los cambios que acontecieron durante este periodo de tiempo ha sido un patrón general observado en todos aquellos países industrializados.

La mecanización trajo como consecuencias una reducción considerable de la cabaña ganadera de carga lo que se tradujo inmediatamente en un descenso acusado en la disponibilidad de estiércol y, por tanto, de la posibilidad de reemplazar los nutrientes cosechados. Sin duda, la mecanización aceleró la necesidad de fertilizantes químicos de síntesis. Así fue. Desde la aplicación de fertilizantes químicos de síntesis la productividad se incrementó notablemente; duplicándose e incluso en algunos casos triplicándose. No hay duda del importante papel que jugó la fertilización en los incrementos en los rendimientos sin que se pueda descartar la contribución de otros factores tales como el empleo de variedades más productivas, fungicidas, herbicidas e insecticidas. La aplicación de estos insumos hizo que la productividad se acercase a la potencial y es a partir de la década de los 80 del siglo XX cuándo hubo un claro patrón de incremento de la productividad en los condados situados hacia el éste, con mayores niveles de precipitación media anual.

5.3. Balances de nitrógeno

Los balances de nitrógeno, hasta la entrada de fertilizantes de síntesis, fueron marcadamente negativos, con la excepción del condado de Hamilton. Balances de nitrógeno negativos significa que se extrae más nitrógeno de aquel que se repone o en el argot de los historiadores agrícolas que existe “minería de

nitrógeno". Así es, la producción del Great Plain de Kansas estaba basado en la retirada continua de N del suelo. Esto sólo es posible si la reserva de N en el suelo (nitrógeno orgánico) es elevada, como tuvo que ser el caso en los suelos de Las Grandes Praderas Americanas ocupados durante miles de años por pastos; bajos dónde las precipitación es escasa (más hacía el oeste) o altos dónde las precipitaciones superaban los 800 mm (más hacia el este).

Este *manejo del N*, contrasta con aquel practicado durante esta época en buena parte de Europa. La agricultura antes de la llegada de los fertilizantes químicos de síntesis estaba íntimamente ligada a la ganadería porque una *alimentaba* al otro. Así es, una parte del territorio agrícola debía estar dedicada a pastos que servía, junto con parte de la paja y grano producidos, para alimentar al ganado. Las densidades ganaderas debían de ser aquellas necesarias para producir aquel estiércol necesario para reemplazar el N cosechado. Sin embargo, en Las Grandes Praderas Americanas era tan elevado (pero no infinitos) los contenidos en N el suelo, que ese equilibrio entre pastos, ganadería y agricultura no tenía por qué darse, porque la agricultura estaba basada en explotar un recurso (N en el suelo) que se había acumulado durante miles de años.

El balance de N a finales del siglo XIX y principios del XX fue neutro o positivo en el condado de Hamilton (aquel situado hacía el oeste, dónde las precipitaciones eran bajas y el contenido en N en el suelo también fue bajo) porque una buena parte del territorio se dedicada al cultivo de leguminosas (entrada neta de N) y al barbecho (entrada neta de N procedente de la precipitación y de la fijación no simbiótica de N) y poco negativo en el condado de Ford con una clara tendencia de aumento en aquellos condados situados hacía el este. Sin lugar a dudas, este patrón espacial está relacionado con el contenido en N en el suelo, el cual guarda una relación directa con la precipitación media anual.

El balance de N dejó de ser negativo en prácticamente todos los condados evaluados tras la entrada de los fertilizantes y, como consecuencia, la productividad en general se duplicó o incluso triplicó.

6. BIBLIOGRAFÍA

1. Alexander, M. 1984. Biological nitrogen fixation. Ecology, technology and physiology
2. Plenum Press, New York, USA
3. Hofstra, N., Bouwman, A.F. 2005. Denitrification in agricultural soils: summarizing published data and estimating global annual rates. En *NutrientCycling in Agroecosystems*, 72, pp. 267-278.
4. Bellot, J., Escarre, A. 1989. Contribución del quimismo del agua de lluvia, de la deposición seca y la lixiviación, sobre la química de los flujos de trascolación y escorrentía cortical en el encinar mediterráneo. En: *Options Méditerranéennes, Série Séminaires*, n. 3; pp. 211-214.
5. Clark, F.E., Rosswall, T. 1981. Terrestrial nitrogen cycles. En *Ecological Bulletin* (Stockholm) 33.
6. Gordon, J.C., Wheeler, C.T. 1983. Biological Nitrogen Fixation in Forest Ecosystems Foundations and Applications. MartinusNijhoff/Dr. W. Junk Publishers, The Hag Netherlands.
7. Wichern, F., Eberhardt, E., Mayerb, J., Joergensena, R.G., Müllerc, T. 2008. Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: Methods, estimates and future prospects. En *Soil Biology & Biochemistry*, 40, pp. 30-48.
8. Gathumbi, S.M., Cadisch G., Giller, K.E. 2002. ¹⁵N natural abundance as a tool for assessing N₂-fixation of herbaceous, shrub and tree legumes in improved fallows. En *Soil Biology & Biochemistry* 34, pp.1059-1071.
9. Unkovich, M., Baldock http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6TC7-4THS06N-1&_user=10&_coverDate=12%2F31%2F2008&_rdoc=1&_fmt=high&_orig=browse&_sort=d&_view=c&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=b45b2905148d5517229dc0f3f157c6e6 - aff2, J. 2008. Measurement of asymbiotic N₂ fixation in Australian agriculture. En *Soil Biology and biochemistry* 40 (12), pp. 2915-2921.
10. Cooke, R.U., Doornkamp, J.C. 1990. Geomorphology in environmental management. Oxford, UK: Clarendon Press. 410 pp.
11. Vinther, F. P., Hansen, S. 2004. SimDen - a simple empirical model for quantification of N₂O emission and denitrification. *DIAS Report* 104, 1-47 (in Danish with English summary).
12. IPCC. 1997. Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *Intergovernmental Panel on Climate Change*.
13. Kasimir-Klemetsson, Å., Klemetsson, L. 2002. A critical analysis of nitrous oxide emissions from animal manure. En (ed. Petersen S. O. & Olesen J. E.) *Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries. DIAS report 81* Danish Institute of Agricultural Sciences, Foulum, Denmark, pp. 107-121.
14. Roeland, C., Wesemael, B., Rounsevell, M. 2005. Estimating annual N₂O emissions from agricultural soils in temperate climates. En *Global Change Biology* 11, pp.1701-1711
15. SchjØrring, J.K. 1991. Ammonia emission from the foliage of growing plants. En: *Trace Gas Emissions by Plants* (eds Sharkey, T.D. et al.), pp. 267-292. Academic Press, San Diego.

16. EEA (European Environment Agency). 1999. Join EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 2nd Edition, Copenhagen.
17. Di H.J. and Cameron K.C. 2000. Calculating nitrogen leaching losses and critical nitrogen application rates in dairy pasture systems using a semi-empirical model. En *New Zealan Journal Agricultural Research* 43, pp. 139 – 147.
18. Di, H.J., Cameron, K.C. 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors andmitigating strategies. En *NutrientCyclinginAgroecosystems*46, pp. 237-256.
19. Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., 2005. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient Management. (7th Edición).. Prentice Hall, New Jersey. 515 pp.
- Wischmeier,W.H., Smith, D.D., 1958. Rainfall energy and its relationship to soil erosion. En: *Trans. Am. Geophys. Un.* 39; pp. 285-291.
20. Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1958. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture. Washington D.C.
21. MOPT, 1992. Guía para la elaboración de estudios del medio físico; contenido y metodología. Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones (MOPT), 809 pp.
22. Mann, H.B., 1945. Nonparametric Test agains Trend. En *Econometria* 13, pp. 245-259.
23. Kendall, M.G., 1975. Rank CorrelationMethods. Charles Griffin, London.