

04-028

IMPACT OF SOIL ON ECOSYSTEM SERVICES APPLIED TO THE CAMP DE MORVEDRE REGION

Diez Fariñas, Luis Ernesto ⁽¹⁾; Grau Llueca, José ⁽²⁾; Vidal Nadal, Rosario ⁽²⁾

⁽¹⁾ Universitat Jaume I

One way to offset anthropogenic greenhouse gas emissions is through forest replanting. However, it is possible to increase CO₂ uptake and improve climate regulation, offsetting industrial and other emissions, maximizing soil regeneration through erosion reduction, flood risk reduction, improved water filtration and biotic production. The LANCA[®] model is the method recommended by the Joint Research Center for use in Europe, within the framework of the Environmental Footprint (2013/179/EU), for the evaluation of the impact of land use. Recently, a conceptual review of this methodology for the calculation of regional factors has been published with the use of a geographic information system and with the development of two of these indicators, mechanical filtration and physical-chemical filtration. Our research makes a scientific contribution to the LANCA[®] method by developing the rest of the indicators and adapting them to the Valencian region of Camp de Morvedre. In conclusion, terrestrial and marine photosynthesis and CO₂ sequestration in the region are not sufficient to absorb the emissions of the registered foci.

Keywords: Life Cycle Analysis; Lanca[®] Model; Soil Quality Index

IMPACTO DEL SUELO EN LOS SERVICIOS A LOS ECOSISTEMAS APLICADO A LA COMARCA DEL CAMP DE MORVEDRE

Una forma de compensar las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero es por medio de las replantaciones forestales. Sin embargo, es posible incrementar la absorción de CO₂ y la mejora de la regulación del clima, compensando las emisiones industriales y de otras fuentes, maximizando la regeneración del suelo por medio de la reducción de la erosión, la reducción del riesgo de inundaciones, la mejora de la filtración del agua y la producción biótica. El modelo LANCA[®] es el método recomendado por el Joint Research Center para su utilización en Europa, dentro del marco de la Huella Ambiental (2013/179/UE), para la evaluación del impacto del uso del suelo. Recientemente, se ha publicado una revisión conceptual de esta metodología para el cálculo de factores regionales con el uso de un sistema de información geográfica y con el desarrollo de dos de dichos indicadores, la filtración mecánica y la filtración físico-química. Nuestra investigación realiza una aportación científica al método LANCA[®] desarrollando el resto de indicadores y adaptándolos a la comarca valenciana del Camp de Morvedre. Como conclusión, la fotosíntesis terrestre y marina y el secuestro de CO₂ en la comarca no son suficientes para absorber las emisiones de los focos registrados.

Palabras clave: Análisis del Ciclo de Vida; Modelo Lanca[®]; Índice de calidad del Suelo



© 2023 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. Introducción

Uno de los problemas ambientales es el uso del suelo, objeto de estudio de nuestra investigación dada su importancia en los servicios a los ecosistemas. El potencial de daño de los servicios de los ecosistemas se centra en varios impactos: el impacto del ecosistema para producir biomasa (potencial de producción biótica); el impacto en el clima al influir en el secuestro de carbono en la capa superior del suelo y la cubierta vegetal (potencial de regulación del clima); los impactos en la cantidad y calidad del agua (potencial de regulación del agua dulce y potencial de purificación del agua); y los impactos en la cantidad y calidad del suelo (potencial de regulación de la erosión). (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Entre los modelos actualmente existentes para el cálculo del impacto del uso del suelo en los servicios de los ecosistemas, el JRC ha recomendado para su utilización en Europa, dentro del marco de la Huella Ambiental (2013/179/UE), el índice de calidad del suelo (Soil Quality Index) que se obtiene agregando los cinco indicadores proporcionados por el modelo LANCA®. (De Laurentiis, et al, 2019).

Recientemente, se ha publicado una revisión conceptual de esta metodología para el cálculo de factores regionales con el uso de un sistema de información geográfica, desarrollando dos de dichos indicadores, la filtración mecánica y la filtración fisico-química. En la investigación, además de adaptar estos dos indicadores a la comarca del Camp de Morvedre, hemos propuesto el desarrollo de los otros tres indicadores. Esta propuesta y la reducción de la escala de trabajo a una comarca marcan el carácter novedoso y la gran importancia de esta investigación para el área de estudio y futuras investigaciones. El objetivo principal de la misma es identificar las zonas más degradadas en la comarca del Camp Morvedre que nos permita proponer estrategias de mejora.

2. Metodología

Como punto de partida para la realización de la investigación fue la metodología planteada por (Beck et al, 2010) y (Boss et al, 2016) donde han podido operacionalizar los indicadores de resistencia a la erosión, filtración mecánica, filtración fisicoquímica, regeneración de aguas subterráneas y producción biótica, dentro del método LANCA®. Nuestro aporte fue llevar ese estudio a una escala menor e introducir los indicadores restantes en el SIG. La metodología para cada uno de estos indicadores se explica en el apartado correspondiente a medida que se van analizando los resultados obtenidos. El procesamiento de datos y la salida cartográfica se basó en la utilización del programa Microsoft Excel y el ArcGIS Pro.

3. Resultados y Discusión

3.1 Resistencia a la erosión

La erosión del suelo es el proceso por el que se remueven y transportan partículas del suelo por el viento y el agua. La erosión por agua se estima con la Ecuación Universal de Pérdida de suelo (RUSLE) modificada: (Renard, et al, 1997).

$$A = R \cdot Kst \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

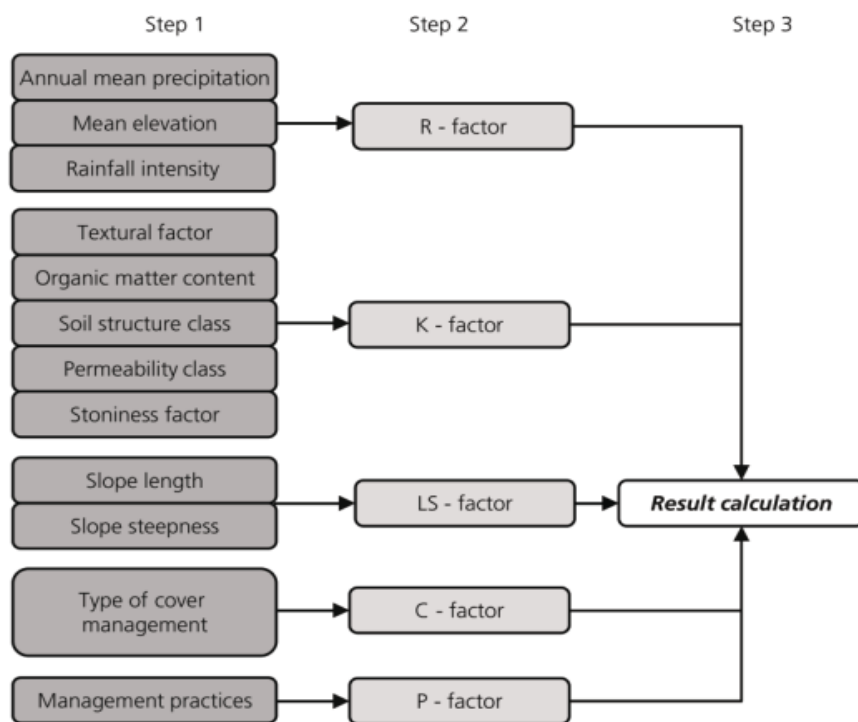
Donde:

- A, Pérdida de suelo dependiente de las precipitaciones [t/ (ha a)]
- R, Factor de erosividad de la lluvia [MJ mm/(ha h a)].
- Kst, Factor de erodabilidad del suelo teniendo en cuenta la fracción esquelética del suelo [t ha h/ (MJ ha mm)].
- LS, Factor de longitud de la pendiente y de inclinación de la pendiente.

- C, Factor de cobertura del suelo y laboreo.
- P, Factor de protección contra la erosión.

Si el resultado del cálculo de la resistencia a la erosión es muy pequeño, la erosión es alta porque la resistencia es baja y hay una alta pérdida de suelo. La metodología la podemos ver en la *Figura 1*.

Figura 1: Proceso de cálculo de la resistencia a la erosión.(Colomé, et al, 2013)



3.1.1 Factor de erosividad de la lluvia (R)

El factor R expresa la efectividad de la erosión por lluvia. Depende de la energía cinética de la lluvia y de la intensidad máxima en un evento de precipitación de 30 minutos. También se estima por regresión, en la investigación se ha considerado la misma regresión para hallar el factor R que en el PATFOR (Colomé et al, 2013).

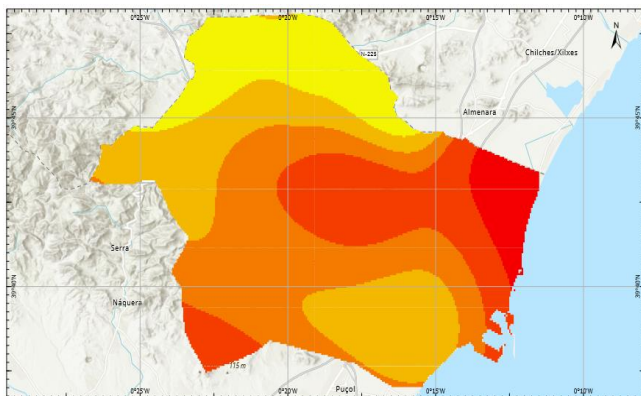
$$R_{anual} = 0.007 \cdot P_{anual}^{1.577} \quad (2)$$

Tabla 1: Precipitación anual de las estaciones de AVAMET 2020 y factor R.

Estaciones	Precipitación anual (mm)	R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ a ⁻¹)
Benifairó de les Valls	499.0	1258.9
Quartell	390.4	854.9
Algar de Palància	375.0	802.3
Algímia d'Alfara	426.1	981.4
Benavites Marjal	529.3	1381.6
Gilet	470.8	1148.6
Sagunt Pontazco	450.0	1069.6
SAGUNTO H E	525.8	1367.2

Los datos anuales de precipitación y el factor R para el Camp de Morvedre se muestran en la Tabla 1. El factor R se representa en la *Figura 2*, con valores de 509 (amarillo) a 2100 (rojo) MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ a⁻¹. Estos valores están en buena concordancia con el estudio de la erosividad para Europa (Panagos, et al, 2015).

Figura 2: Factor de erosividad de la lluvia.



3.1.2 Factor de erosionabilidad (K_{st})

El factor K_{st} es el factor de erosionabilidad que indica la susceptibilidad natural del suelo a la erosión dependiendo de su textura, se determina:(Panagos, et al, 2014).

$$K_{st} = \left(\frac{2.110^{-4} \cdot M^{1.14} \cdot (12 - OM) + 3.25 \cdot (S - 2) + 2.5 \cdot (p - 3)}{100} \right) \cdot 0.1317 \cdot e^{-0.04 \cdot (R_c - 10)} \quad (3)$$

Donde:

- M, el factor textural con M= (msilt +mvfs) * (100 -mc);
- mc [%], contenido de la fracción arcilla (b0,002 mm);
- msilt [%], contenido de la fracción limo (0,002-0,05 mm);
- mvfs [%], contenido de la fracción arena muy fina (0,05-0,1 mm);
- OM [%], el contenido de materia orgánica;
- s, la clase de estructura del suelo (s = 1: granularidad muy fina, s = 2: granularidad fina,
- s = 3, granularidad media o gruesa, s = 4: bloqueada, laminar o masiva)
- p, la clase de permeabilidad (p = 1: muy rápida, p = 6: muy lenta;
- Rc, es el porcentaje de cobertura de piedras con 10% <Rc< 100%.

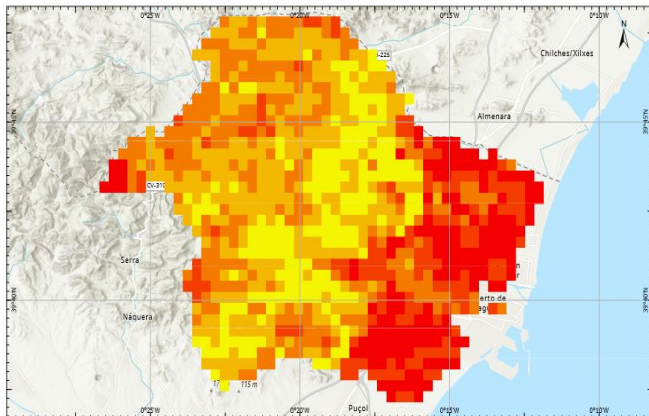
La .

Tabla 2 muestra los datos para la obtención del factor K_{st} en el área de estudio a partir de la información de la base de datos de la FAO (Harmonized World Soil Database HWSD, 2022), utilizando solamente las características y valores del horizonte A, pues es el que está expuesto a la erosión. Para tener en cuenta la cobertura de piedras y obtener K_{st} a partir de K se ha considerado el dataset de ESDAC. (Panagos, et al, 2014) El factor K_{st} y los tipos de suelos están mapeados en la *Figura 3*. Los resultados son comparables a los valores obtenidos para Europa y estos están comprendidos entre 0.0074 a 0.043 (T ha h) / (ha MJ mm) de color amarillo y rojo respectivamente (Panagos, et al, 2014).

Tabla 2: Tipos de suelo

Tipo de suelo	MC	msilt	mvfs	OM	s	p
BK 2	25.5	15.1	59.5	0.77	3	2
BK 3	49.7	40	10.3	0.84	2	4
JE 3	42.2	36.9	21	2.61	2	4

Figura 3: Factor K_{st}



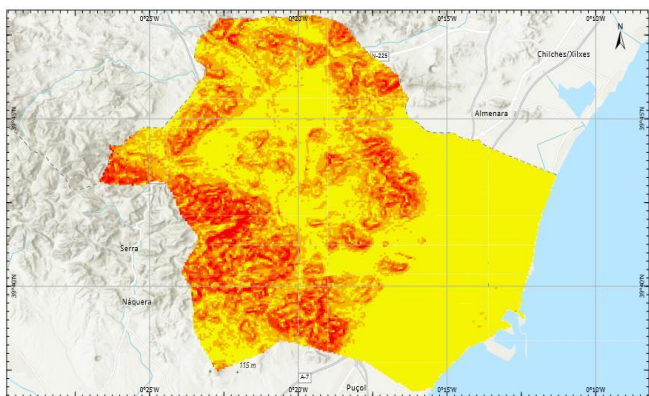
Los valores más altos del factor K_{st} se dan en la zona de la plana.

3.1.3 Factor LS

El factor LS se refiere a la topografía del lugar y depende de la longitud de la pendiente (L) y la inclinación (S), es adimensional y tiene valores mayores o iguales a cero. Se ha utilizado el dataset de ESDAC implementando el software SAGA, (Panagos, et al, 2015)

. El factor LS presenta valores desde 0.0301(amarillo) a 22.9 (rojo), con valores muy bajos en la zona de la plana, compensando el impacto de erosión por los altos valores de los factores R y K_{st}.

Figura 4: Factor LS. (Panagos, et al, 2015).



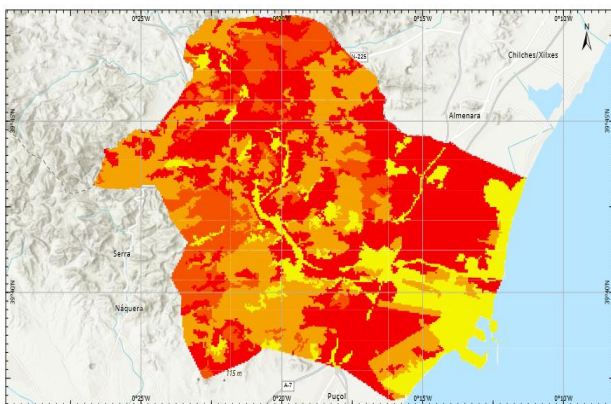
3.1.4 Factor C

El factor C, el factor de cobertura y labranza del suelo o el factor de gestión, aborda la cobertura de la superficie terrestre específica. El factor C tiene una gran influencia en la erosión y varía entre 0 y 1. (Panagos, et al, 2015).

Para asignar el valor del factor C a cada uso del suelo, se ha considerado el Mapa de Estados Erosivos (MAPAMA, 2017). Cabe destacar que se ha asignado el valor de cero a edificaciones, láminas de agua y roquedos, teniendo en cuenta que su cobertura no

genera arrastre. Al procesar los datos en el SIG, da como resultado *Figura 5* donde los valores están representados de color amarillo a rojo de forma ascendente.

Figura 5: Factor C.



3.1.5 Factor P

El factor P es el factor de protección contra la erosión y describe los diferentes impactos de las medidas de gestión. Por ejemplo, el tradicional sistema valenciano de cultivo en terrazas o abancalado contribuye positivamente a reducir la erosión. (Wischmeier, et al,1978).

El factor P se establece entre 0 y 1, mapa E6. Los valores se han obtenido de ESDAC. Sólo se ha considerado como práctica de conservación el abancalado (se le ha tratado como cultivos a nivel) y para pendientes mayores del 25% se ha asignado al factor P el valor 1.

3.1.6 Erosión Potencial y Erosión Actual

La erosión potencial es la calculada suponiendo que los factores C y P son iguales a 1, Al considerar los valores asignados de los factores C y P, que tienen en cuenta la cubierta vegetal y la gestión, se obtiene el mapa de erosión actual

Figura 7. En este escenario, el valor medio ha descendido significativamente a $7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ y el valor máximo también se ha reducido a $277 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (color rojo). La erosión máxima se concentra en las zonas de mayor pendiente.

Figura 6. El valor medio es de $34.7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ llegando a valores máximos $483 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (color rojo).

Al considerar los valores asignados de los factores C y P, que tienen en cuenta la cubierta vegetal y la gestión, se obtiene el mapa de erosión actual

Figura 7. En este escenario, el valor medio ha descendido significativamente a $7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ y el valor máximo también se ha reducido a $277 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (color rojo). La erosión máxima se concentra en las zonas de mayor pendiente.

Figura 6: Erosión potencial ($\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

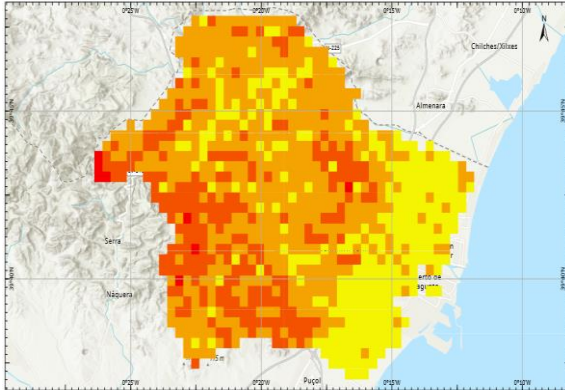
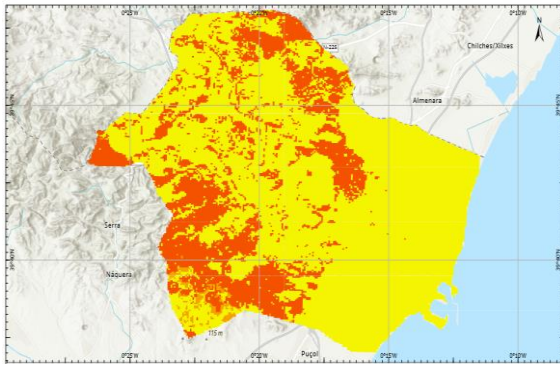


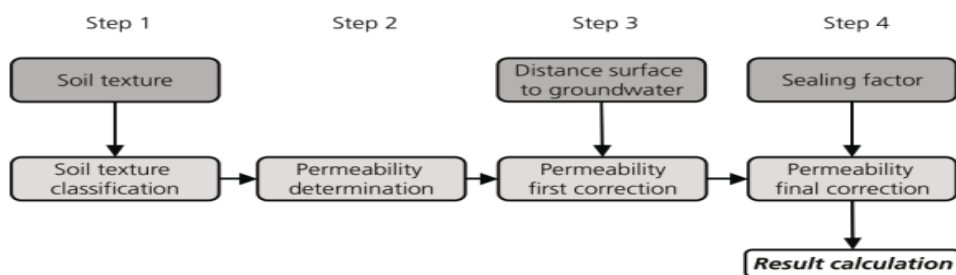
Figura 7: Erosión actual ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$).



3.2 Filtración mecánica

La función de filtración mecánica describe la cantidad de agua que puede pasar por tiempo (conductividad hidráulica expresada como velocidad del agua a través del suelo). Los datos de entrada necesarios son: textura del suelo, distancia de la superficie al agua subterránea y sellado del suelo (Beck, et al, 2010). El proceso de cálculo se muestra en la *Figura 8*.

Figura 8: Proceso de cálculo de la filtración mecánica.(Bos, et al, 2016)

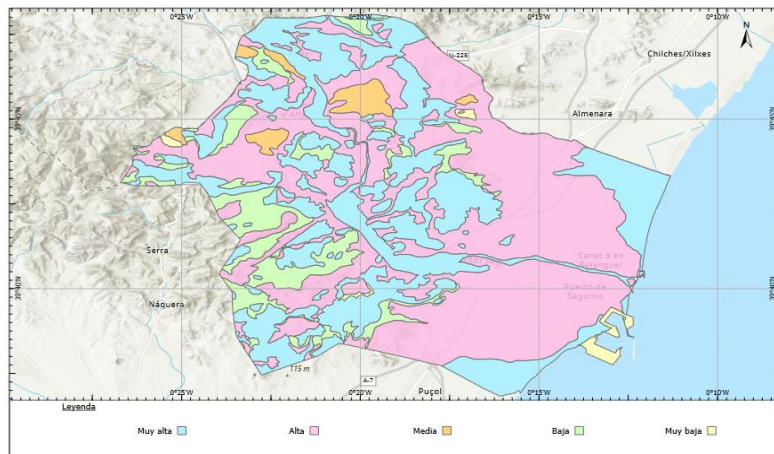


El PATFOR (Colomé et al, 2013) suministra el mapa de permeabilidad para la Comunidad Valenciana del cual hemos extraído el mapa de permeabilidad del Camp de Morvedre,

Figura 9. Cada grupo tiene asignado un valor medio de permeabilidad (cm d^{-1}). Este mapa se corrige primero por un factor que tiene en cuenta la distancia de la superficie a los acuíferos.

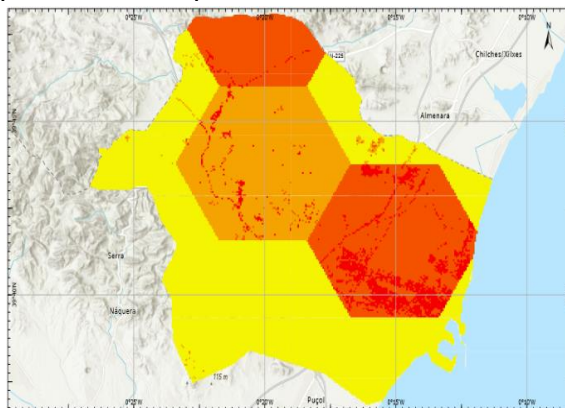
Los niveles piezométricos de los acuíferos se han obtenido de la Confederación Hidrográfica del Júcar para el año hidrológico 2019-2020 (CHJ, 2021). Una distancia entre 10-30 metros aumenta un nivel el grupo de permeabilidad y una distancia superior a 30 metros aumenta en dos niveles la permeabilidad.

Figura 9: Mapa M1: Permeabilidad.(Colomé et al, 2013).



En segundo lugar, la permeabilidad se corrige por el porcentaje de impermeabilidad obtenido con Corine Land Cover 2018, *Figura 10* con valores desde 100 % (color verde)

a 0% (color gris). La mayor permeabilidad posible es 350 cm/d. El resultado final es el



mapa de filtración mecánica

. En el resultado final se ve claramente la influencia de la distancia al acuífero, que favorece la filtración mecánica, reflejando los mayores valores de filtración donde mayor es la distancia al acuífero representado en color rojo y los menores valores en color amarillo.

Figura 10: Sellado. Corine Land Cover 2018.

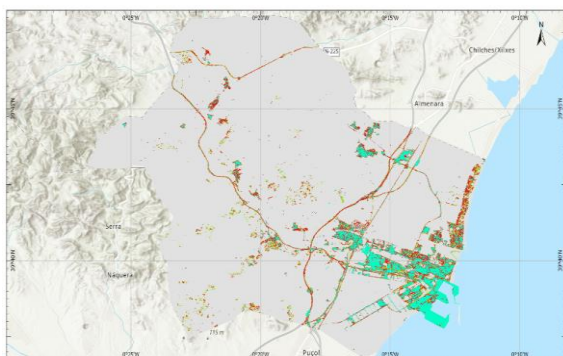
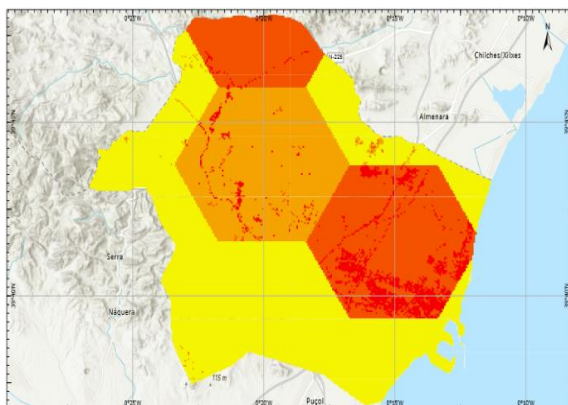


Figura 11: Filtración mecánica.



3.3 Filtración fisicoquímica

La filtración fisicoquímica se calcula mediante la capacidad efectiva de intercambio catiónico dependiendo del tipo de suelo, en particular el contenido de arcilla, la proporción de suelo orgánico y el valor de pH. El proceso de cálculo se muestra en la *Figura 12.* (Bos, et al, 2016). Se ha partido de los tipos de suelo utilizados anteriormente para el cálculo de la erosión, más los dataset de ESDAC para obtener los valores de

materia orgánica y pH. También se ha aplicado el mapa M3 para el sellado. El resultado final es la *Figura 13*. Claramente los valores finales están influenciados por el tipo de suelo.

Figura 12: Proceso de cálculo de la infiltración fisicoquímica. (Bos, et al, 2016)

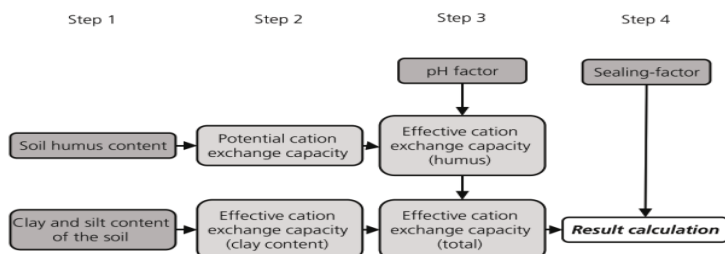
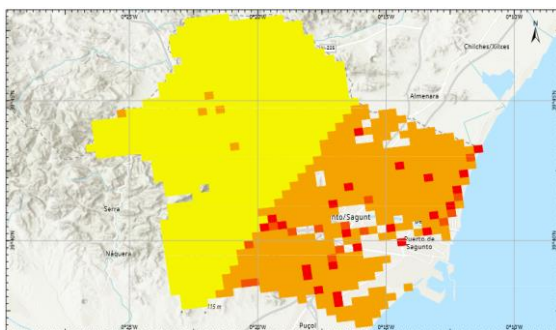


Figura 13: Filtración fisicoquímica.



Los menores valores (0.01 gmol/kg suelo) corresponden al color amarillo y los valores máximos (270 gmol/kg suelo) al color rojo.

3.4 Regeneración de acuíferos

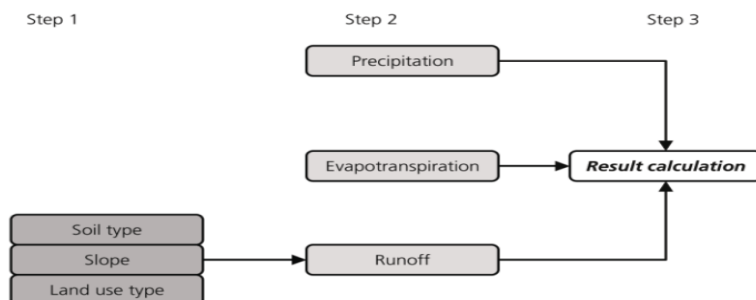
La regeneración de acuíferos se define como el acceso del agua infiltrada a los acuíferos. Esta capacidad depende principalmente de la vegetación superficial, la zona climática y la estructura del suelo. Para el cálculo de este parámetro se utilizan 3 variables: las precipitaciones, la evapotranspiración, el sellado y la escorrentía, conforme a la ecuación:²

$$GWR = (P - E) - (1 - SR) \quad (4)$$

Donde,

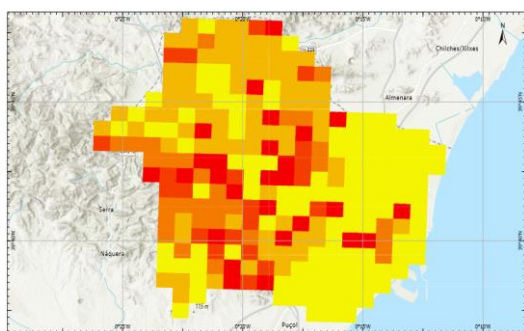
- GWR, Regeneración de agua subterránea [mm m⁻²a⁻¹].
- P, Precipitación [mm m⁻²a⁻¹].
- E, Evapotranspiración [mm m⁻²a⁻¹].
- SR, Coeficiente de escorrentía superficial.
- El proceso de cálculo se muestra en la
-
- Figura 14.

Figura 14: Proceso de cálculo de la regeneración de acuíferos. (Bos, et al, 2016)



En la presente investigación hemos utilizado por su excelente calidad el mapa de Recarga a las aguas subterráneas anual (1980/81-2005/06) del MITECO del que hemos extraído la comarca del Camp de Morvedre, *Figura 15*, donde tenemos valores que van desde 1 mm (amarillo) a 178 mm (rojo).

Figura 15: Recarga anual a las aguas subterráneas ($\text{mm m}^{-2}\text{a}^{-1}$). MITECO.



El valor medio de la recarga de acuíferos en el Camp de Morvedre es muy bajo, sólo $48 \text{ mm m}^{-2}\text{a}^{-1}$. Esta situación podría empeorar si el nivel de los acuíferos baja, pues los menores valores los encontramos en zonas cercanas al mar y esta situación podría causar la entrada de agua salada, empeorando la calidad de las aguas e incluso podría provocar la pérdida del acuífero.

3.5 Producción biótica

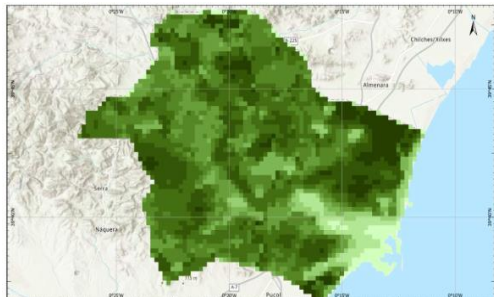
El indicador de producción biótica del modelo LANCA se mide a partir de la productividad primaria neta (Beck, et al, 2010) (NPP). Por ejemplo, para un pinar su producción biótica (igual a NPP) es $800 \text{ g m}^{-2}\text{a}^{-1}$. Sin embargo, la segunda versión del modelo del LANCA,¹⁸ considera la pérdida de producción biótica respecto a un valor de referencia y sólo para los usos de suelo terrestre (no hay valores para los usos de suelo acuáticos terrestres o marinos). Así, el bioma de referencia para España son pastizales (Bos, et al, 2020). En la versión 2.5 se actualizan los factores de caracterización y los valores de referencia se han calculado utilizando la vegetación natural disponible en cada país (Horn, et al, 2018) (media ponderada por superficie basada en la (FAO, 2012). En conclusión, el indicador de la pérdida de producción biótica es el que debe considerarse cuando se utilizan los factores de caracterización medios de España. Aunque es más recomendable la utilización de valores locales de productividad primaria neta para el cálculo del indicador de producción biótica como realizamos en el proyecto.

Aplicando los valores medio de caracterización de la pérdida de producción biótica para España y los usos del suelo del Corine Land Cover 2018 se han obtenidos valores que varían desde 0 a $1.246 \text{ Kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

La Figura 16 muestra la productividad primaria neta para el Camp de Morvedre. El valor medio de productividad es $571 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, con un valor máximo de $883 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (verde

oscuro) y un valor mínimo de $1 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (verde claro). Debe destacarse la alta productividad relativa de los cultivos de frutales.

Figura 166: Productividad primaria neta anual ($\text{g C m}^{-2}\text{a}^{-1}$), 2021.(Wolfs, et al,2021)



3.6 Índice de Calidad del suelo.

Para el cálculo del Índice de calidad del suelo del Camp Morvedre se tuvo como referencia el índice de calidad del suelo de (De Laurentiis, et al, 2019). Coincidiendo con la investigación anteriormente citada, el indicador de filtración fisicoquímica no se tendrá en cuenta pues da valores aproximados a los de la filtración mecánica y para evitar redundancias decidimos que los indicadores a utilizar serán los siguientes:

1. Resistencia a la erosión
2. Filtración mecánica
3. Regeneración de aguas subterráneas
4. Producción biótica

3.6.1 Re-escalado de los factores de caracterización de LANCA®

Para que los indicadores sean comparables, deben normalizarse (JRC-OCDE, 2008). Debido al significado específico del término “normalización” dentro de la literatura LCA, en esta investigación nos referiremos al proceso de normalización de indicadores usando el término “re-escalado” (De Laurentiis, et al, 2019). Dado que el proceso de cambio de escala puede verse afectado por valores extremos (es decir, valores atípicos) que podrían convertirse en puntos de referencia no deseados, el primer paso fue eliminar esos valores mediante el cálculo de los percentiles 5 (CFi5) y 95 (CFi95) de la distribución de CF específicos de cada país para los flujos elementales de “ocupación” j y posteriormente aplicar un corte a todos los CF menores que CFi5 y mayores que CFi95.

En el ArcGIS mediante la herramienta “ráster calculator” se realizaron todas las operaciones matemáticas para poder llevar las salidas cartográficas de cada uno de los indicadores a escala de 0 a 100, teniendo en cuenta que 0 (marrón) es lo peor y 100 (verde) es lo mejor.

Se utilizaron las ecuaciones 5 y 6 para los indicadores crecientes (filtración mecánica, recarga de acuíferos y producción biótica) y decreciente (erosión actual) respectivamente:

$$Y = 100 * \frac{x - (5th)}{(95th - 5th)} \quad (5)$$

$$Y = 100 * \frac{(5th) - x}{(5th - 95th)} \quad (6)$$

Siendo:

- Y: valor del indicador en la escala de 0 a 100
- X: valor del indicador original
- 5th: valor del percentil 5
- 95th: valor del percentil 95

En la

Con el re-escalado de los indicadores anteriores se procedió al cálculo del SQI del Camp de Morvedre. Los valores del SQI oscilan desde los 27.2 (marrón) a 84.7(verde) Pt m⁻².

Se puede apreciar en la *Figura 19* que los valores más bajos de SQI se encuentran en las áreas artificiales (urbanas). Esto se debe al hecho de que las áreas artificiales tienen un alto factor de sellado (es decir, un parámetro utilizado en el cálculo de la filtración mecánica y los indicadores de producción biótica que describen el grado de sellado superficial causado por diferentes usos del suelo). Además, coinciden los valores más altos con las peores zonas de recarga de acuíferos, comprobándose la importancia de estos en la calidad de los suelos. Por tanto, podemos decir que una gran parte del noreste del Camp de Morvedre presenta una mejor calidad de los suelos con respecto a la zona suroeste del territorio.

Figura 17: Re-escalado de la Erosión Actual.

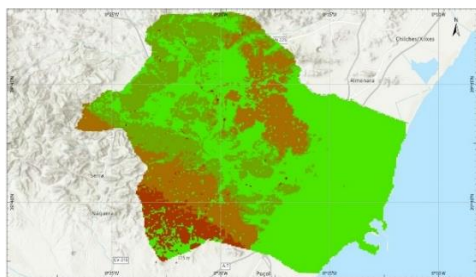


Figura 18: Re-escalado de la Filtración Mecánica.

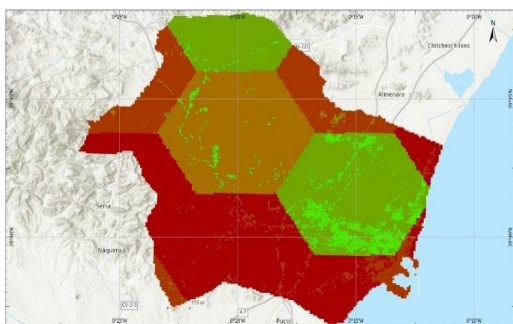
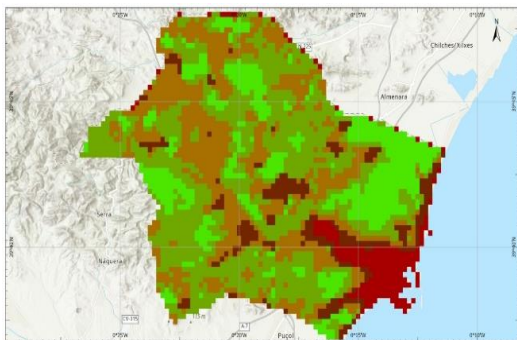


Figura 19: Re-escalado de la Recarga de Acuíferos.

Figura , Erreur ! Source du renvoi introuvable.,



se pueden ver cada uno de los indicadores ya re-escalado para el posterior cálculo del SQI.

Con el re-escalado de los indicadores anteriores se procedió al cálculo del SQI del Camp de Morvedre. Los valores del SQI oscilan desde los 27.2 (marrón) a 84.7(verde) Pt m⁻².

Se puede apreciar en la *Figura 19* que los valores más bajos de SQI se encuentran en las áreas artificiales (urbanas). Esto se debe al hecho de que las áreas artificiales tienen un alto factor de sellado (es decir, un parámetro utilizado en el cálculo de la filtración mecánica y los indicadores de producción biótica que describen el grado de sellado superficial causado por diferentes usos del suelo). Además, coinciden los valores más altos con las peores zonas de recarga de acuíferos, comprobándose la importancia de estos en la calidad de los suelos. Por tanto, podemos decir que una gran parte del noreste del Camp de Morvedre presenta una mejor calidad de los suelos con respecto a la zona suroeste del territorio.

Figura 17: Re-escalado de la Erosión Actual.

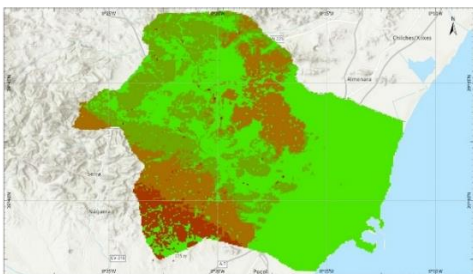


Figura 18: Re-escalado de la Filtración Mecánica.

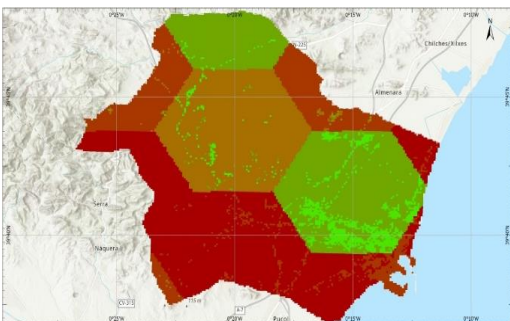


Figura 19: Re-escalado de la Recarga de Acuíferos.

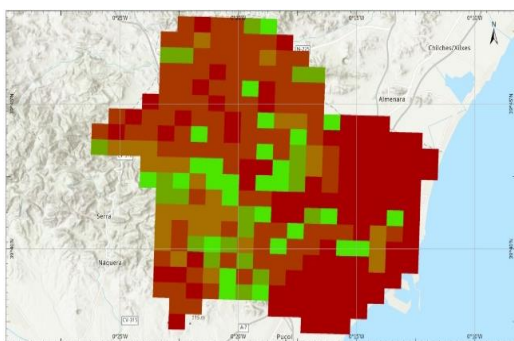


Figura 18: Re-escalado de la Producción Biótica.

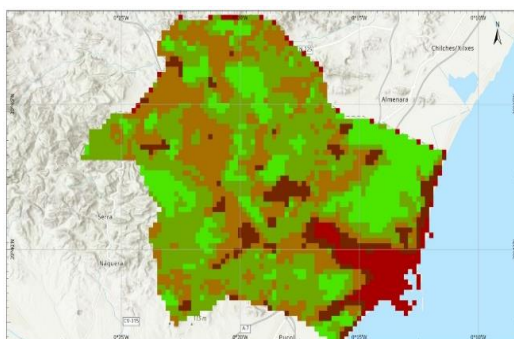
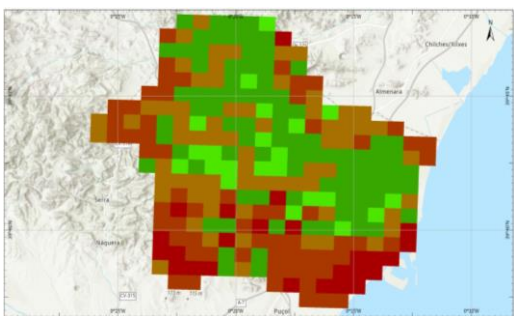


Figura 19: Índice de Calidad del Suelo.



4. Conclusiones

En línea con el objetivo central de este trabajo de identificar las áreas más degradadas del Camp de Morvedre, en esta sección se indican de forma resumida las conclusiones más importantes de la investigación.

La adaptación de los tres nuevos indicadores (producción biótica, recarga de aguas subterráneas, resistencia a la erosión) a los SIG, novedad importante de la investigación nos permitió el cálculo del Soil Quality Index del Camp de Morvedre.

Al calcular cada uno de los indicadores se obtuvo que los valores del SQI de la comarca oscilan desde los 27.2 a 84.7 Pt m⁻². Al introducir los datos en el sistema de información geográfica se mapea una gran parte del noreste del área de estudio con una mejor calidad de los suelos con respecto a la zona suroeste del territorio.

El cálculo del SQI nos da la ventaja de visualizar las zonas con peor situación para trabajar en ellas y aplicar medidas que mejoren la situación existente en la comarca.

Referencias

Beck, T. et al. 'LANCA Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report. (Fraunhofer Verlag, 2010).

Bos, U., Maier, S. D., Horn, R., Leistner, P. & Finkbeiner, M. A GIS based method to calculate regionalized land use characterization factors for life cycle impact assessment using LANCA®. *Int. J. LifeCycleAssess.* 25, 1259–1277 (2020).

Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J. P. & Fischer, M. LANCA ® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. Version 2.0. (Fraunhofer Verlag, 2016).

CHJ. Informe de evolución de niveles piezométricos en la demarcación hidrográfica del Júcar año hidrológico 2018/19. (2021).

Colomé Latorre, E., González López, E., de Vicente y López, F. J. & Navarro Baixauli, F. et al. Plan de acción territorial forestal de la Comunitat Valenciana. PATFOR. (2013).

De Laurentiis, V. et al. Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. *J. Clean. Prod.* 215, 63–74 (2019).

Food and Agriculture Organization [FAO]. Global ecological zones for FAO forest reporting: 2010 Update. Forest Resources Assessment Working Paper 179 Global. Forest resources Assessment Working Paper 179 (2012).

Harmonized World Soil Database (HWSD) | Land & Water | Food and Agriculture Organization of the United Nations | Land & Water | Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1028012/>

Horn, R. & Maier, S. LANCA®- Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.5 November 2018. (2018).

MAPAMA. Mapa de Estados Erosivos (1987–2001). (2017).

Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Opportunities and Challenges for Business and Industry. (2005).

Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P. & Alewell, C. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Sci. Total Environ.* 479–480, 189–200 (2014).

Panagos, P. et al. Rainfall erosivity in Europe. *Sci. Total Environ.* 511, 801–814 (2015).

Panagos, P., Borrelli, P. & Meusburger, K. A new European slope length and steepness factor (LS-factor) for modeling soil erosion by water. *Geosci.* 5, 117–126 (2015).

Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., Mccool, D. K. & Yoder, D. C. PREDICTING SOIL EROSION BY WATER: A GUIDE TO CONSERVATION PLANNING WITH THE REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION (RUSLE). (U.S. Dept. of agriculture, Agricultural Research Service, 1997).

Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. U.S. Fresenius Environmental Bulletin (U.S. Department of Agriculture, agriculture handbook no. 537, 1978).

Wolfs, D., Swinnen, E., Van Hoolst, R. & Toté, C. Copernicus Global Land Operations "Vegetation and Energy" "CGLOPS-1". Product usermanual. Dry Matter Productivity (DMP). Gross Dry Matter Productivity (GDMP). Collection 300 m. Version 1.1. Issue 11.10. (2021).

