



Estimating nitrate leaching rate using SSM model in wheat agroecosystems

Maral Niazmoradi¹ | Hossein Kazemi^{2✉} | Javid Gherekhloo³ | Afshin Soltani⁴ |

Behnam Kamkar⁵

1. Department of Agronomy, Faculty of Plant Production, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran. Email: Niazmoradimaral@gmail.com
2. Department of Horticulture Science, Faculty of Plant Production, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran. *(Corresponding author) email: hkazemi@gau.ac.ir
3. Department of Agronomy, Faculty of Plant Production, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran. Email: gherekhloo@gau.ac.ir
4. Department of Agronomy, Faculty of Plant Production, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran. Email: afshin.soltani@gau.ac.ir
5. Department of Agrotechnology, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. Email: kamkar@um.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Sep. 11, 2025

Revised: Nov. 7, 2025

Accepted: Dec. 9, 2025

Published online: Jan. 2026

Keywords:

**Fertilizer management,
Nitrogen,
Simulation SSM-wheat model**

ABSTRACT

Simulation models are effective tools for estimating nitrogen leaching and reducing its loss from agricultural fields. In this study, the SSM-Wheat model was applied to estimate nitrate leaching in wheat fields of Bandar-e-Turkmen County during 2019–2020. A total of 59 fields were randomly selected across the region using a uniform sampling approach. Meteorological data from the Bandar-e-Turkman synoptic station (minimum and maximum temperatures and daily sunshine hours), field management information (nitrogen fertilizer timing and amount, irrigation frequency, plant density, and planting date), and soil characteristics (texture, depth, nitrate and ammonium levels, salinity, and pH) were collected through farmer questionnaires and laboratory analyses at Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. These data were then used as inputs for the SSM-Wheat model. Results indicated that three irrigated fields in the central part of the county experienced nitrate leaching exceeding 30 kg/ha. Additionally, 10.18% of the fields (six fields) in the southern region exhibited leaching levels of 20–30 kg/ha. High nitrogen application before planting, large fertilizer doses during tillering, and heavy rainfall following fertilizer application contributed to elevated leaching levels. The model also showed that 32.2% of the fields had no nitrate leaching, and 10.17% demonstrated minimal leaching (1–5 kg/ha), categorizing them as environmentally healthy regarding groundwater contamination. Lower fertilizer use, split nitrogen applications, and appropriate timing were key factors in reducing nitrate leaching. Overall, the findings offer practical guidance for optimizing nitrogen fertilizer management, mitigating groundwater nitrate pollution, and improving the sustainability of wheat production systems in northern Iran.

Cite this article: Niazmoradi, M., Kazemi, H., Gherekhloo, J., Soltani, A. and Kamkar, B. (2026). Estimating nitrate leaching rate using SSM model in wheat agroecosystems., *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56 (11), 2989-3007. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.402220.670005>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.402220.670005>



EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Nitrogen (N) plays an important role in crop plants. It is involved in various critical processes, such as growth, leaf area expansion, and biomass-yield production (Anas et al., 2020). Excessive use of nitrogen fertilizers disrupts the balance of the global nitrogen cycle and has led to major environmental, health and economic problems. On a global scale, nearly 50 percent of agricultural nitrogen fertilizers cannot be effectively absorbed and used by plants and are lost to the environment as nitrate (NO_3^-), ammonia (NH_3), and nitrous oxide (N_2O). This increases the costs of agricultural production and leads to water pollution and climate change (Ding et al., 2020). Finding a balance between agricultural production and environmental protection is a prerequisite for the sustainable development of ground and surface waters and soil quality (Spijker et al., 2021). Therefore, considering the necessity of providing the nitrogen required by the plant to maintain yield and also to reduce nitrate pollution in groundwater due to inappropriate use of nitrogen fertilizers, the design and parameters of fertilization management should be optimized for different soil types and crops (Azad et al., 2020). Simulation models constitute efficient tools not only for predicting and managing nitrate-N pollution of surface and ground waters but also for understanding the physical, chemical, and biological processes defining nitrate-N transport from the soil-plant system to water bodies (Singh & Craswell, 2021).

In this study, the nitrate leaching index, as a factor threatening the health of agroecosystems, was investigated using the SSM-Wheat model to calculate and estimate the environmental impact of nitrogen fertilizers used in wheat fields in Bandar-e-Turkmen County.

Materials and methods

This study was conducted in Bandar-e-Turkmen county, one of the northern cities of Golestan province, Iran. This county has an area of 854.18 km² and is located in the geographical coordinates between 53° 54' and 54° 28' E longitudes and 36° 49' and 37° 24' N latitudes. This county is 20 meters below the level of the Caspian Sea, and the slope decreases towards the sea. Bandar-e-Turkmen has a semi-humid climate, but it is located in the semi-desert climate zone from the northeast. The annual rainfall of this county is less than 420 mm. The total rainfall of the region in this crop year is about 325.2 mm and the average temperature of the coldest and hottest months of the year is 4°C in February 2019 and 30.50°C in June 2020, respectively. The crops of this county include wheat, barley, canola, and cotton, which are cultivated in both irrigated and rainfed system.

This study was conducted to evaluate the health of wheat agroecosystems in 59 wheat fields in the agricultural lands of Bandar-e-Turkmen County during 2019-2020. The soil samples were taken based on the W-shaped pattern and from a depth of 60 cm using an auger. samples are placed in the shade so that the moisture of the samples is completely lost and dried. They were pounded and passed through a 2 mm sieve kept at room temperature and air-dried until the tests were performed.

In this study, the SSM-Wheat model was used to simulate nitrate leaching in wheat fields. To implement this model, field management information (crop density, variety, number of seed used, planting depth, amount and frequency of fertilization and irrigation), soil characteristics (soil texture, soil bulk density, usable water, soil depth, amount of nitrate, ammonia, and total nitrogen) and weather conditions (daily data of minimum and maximum temperatures, solar radiation and rainfall) are required. These data were collected through questionnaires, laboratory experiments, and the meteorological station of the county.

Results

The results of the SSM-Wheat model showed that three fields in the central part of the county had more than 30 kg/ha of nitrate leaching, which are dedicated to irrigated farming. Also, 10.18 percent (6 fields) in the southern part of the region showed leaching of 20 to 30 kg/ha. The use of total amount of fertilizer used in the pre-planting stage, the use of high amounts of nitrogen in the tilling stage, and the occurrence of heavy rains immediately after the use of fertilizer can be the reasons for the higher leaching of nitrates in these fields. Also, the model under study identified 32.2% of the fields as having no nitrate leaching and 10.17% as having the lowest nitrate leaching rate (1-5 kg/ha), which were recognized as healthy fields in terms of groundwater environmental pollution. Low consumption of nitrogen fertilizer, distribution of fertilizer in several growth stages of wheat, and proper timing of fertilizer consumption can be the reasons for reducing nitrate leaching in these fields. Kostensalo et al (2024), in a site-specific prediction model for nitrogen leaching in conventional and organic farming, utilized up to 16 years of field measurements from two leaching fields in Finland. They developed prediction equations for nitrogen leaching for two soil types: sandy and clay soil classes. Results showed that organic farming, with a crop rotation resembling that of conventional farming, resulted on average in 20 percent less nitrogen leached per hectare as compared to conventional farming. Developed models are

suitable for integration into a life cycle assessment framework, and especially the models utilizing nitrate nitrogen were shown to be applicable to a wide range of different crop types, making the model well-suited for plots with diverse crop rotations.

Conclusions

Due to the low livelihood situation of dryland farmers in the region and the high purchase price of chemical fertilizers, nitrogen fertilizer is used one or two times, and the amounts are 50-100 kg/ha, at the right time. This increases efficiency and reduces waste and leaching of nitrate from fields.

Author Contributions

The author was responsible for developing the main ideas of the paper and preparing both the initial manuscript and the revised versions.

Data Availability Statement

The datasets used in this study can be obtained from the author upon reasonable request.

Acknowledgements

We express our sincere appreciation for the financial support provided by the Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources.

Ethical considerations

The author adhered to ethical research standards and refrained from any form of data manipulation, plagiarism, or academic misconduct.

Conflict of Interest

The author certifies that there are no conflicts of interest associated with this work.

برآورد میزان آبشویی نیترات با استفاده از مدل SSM در کشت بوم های گندم

مارال نیازمرادی^۱ | حسین کاظمی^۲ | جاوید قرخلو^۳ | افشین سلطانی^۴ | بهنام کامکار^۵^۱. گروه زراعت، دانشکده تولید گیاهی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران. رایانامه: Niazmoradimaral@gmail.com^۲. نویسنده مسئول، گروه علوم باغبانی، دانشکده تولید گیاهی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران. رایانامه: hkazemi@gau.ac.ir^۳. گروه زراعت، دانشکده تولید گیاهی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران. رایانامه: Gherekhloo@gau.ac.ir^۴. گروه زراعت، دانشکده تولید گیاهی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران. رایانامه: afshin.soltani@gau.ac.ir^۵. گروه آگروتکنولوژی دانشگاه فردوسی مشهد، ایران. رایانامه: kamkar@um.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	مدل های شبیه سازی ابزاری مناسب برای شبیه سازی آبشویی نیترات و مؤثرترین راه برای رسیدن به کاهش آبشویی نیتروژن از مزارع به منابع آب به شمار می روند. در این مطالعه، جهت برآورد میزان آبشویی نیترات در مزارع گندم، ۵۹ مزرعه به صورت تصادفی و با پراکنش یکنواخت در اراضی گندم شهرستان بندرتارکمن در سال زراعی ۹۹-۱۳۹۸ انتخاب شدند. داده های هواشناسی از ایستگاه هم دیدی بندرتارکمن (دمای کمینه، بیشینه و ساعت آفتابی)، اطلاعات مدیریتی مزارع گندم (دفعات، مقدار و زمان مصرف کود نیتروژن و آبیاری، تراکم گیاهی و تاریخ کاشت) از طریق تکمیل پرسش نامه توسط کشاورزان و داده های مربوط به خاک (بافت، عمق، میزان نیترات و آمونیوم، شوری و اسیدیته) از طریق اندازه گیری های آزمایشگاهی در دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان گردآوری شدند. سپس این اطلاعات در مدل SSM-Wheat وارد و از نتایج خروجی گرفته شد. مطابق نتایج، سه مزرعه در بخش میانی شهرستان، بیش تر از ۳۰ کیلوگرم در هکتار آبشویی نیترات داشتند که به کشت آبی اختصاص دارند. همچنین ۱۰/۱۸ درصد (۶ مزرعه) در بخش جنوبی، آبشویی ۲۰ تا ۳۰ کیلوگرمی در هکتار را نشان دادند. کاربرد کود مصرفی در مرحله پیش کاشت، استفاده از مقادیر بالای نیتروژن در مرحله سرک و وقوع بارندگی های سنگین بلافاصله پس از مصرف کود را می توان از دلایل آبشویی بالاتر نیترات در این کشت بوم ها عنوان کرد. همچنین مدل مورد بررسی، ۳۲/۲ درصد از مزارع را فاقد آبشویی نیترات و ۱۰/۱۷ درصد را دارای کم ترین میزان آبشویی نیترات (۱-۵ کیلوگرم در هکتار) معرفی کرده که به عنوان مزارعی سالم از لحاظ آلودگی محیط زیستی آب های زیرزمینی شناخته شدند. مصرف پایین کود نیتروژن، تقسیم کود در چند مرحله رشدی و زمان بندی مناسب مصرف کود می تواند از دلایل کاهش میزان آبشویی نیترات باشد. نتایج این تحقیق می تواند راهنمایی برای بهینه سازی مصرف کود، کاهش آلودگی نیتراتی آب های زیرزمینی و ارتقای پایداری تولید گندم در شمال کشور مورد استفاده قرار گیرد.
واژه های کلیدی: مدل شبیه سازی SSM-wheat، مدیریت کودی، نیتروژن، کشت بوم.	

استناد: نیازمرادی؛ مارال، کاظمی؛ حسین؛ قرخلو؛ جاوید، سلطانی؛ افشین، کامکار؛ بهنام. (۱۴۰۴). برآورد میزان آبشویی نیترات با استفاده از مدل SSM در کشت بوم های

گندم، مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۶ (۱۱)، ۳۰۰۷-۲۹۸۹. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.402220.670005>

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.402220.670005>

مقدمه

کشاورزی با چالش‌های جدیدی مانند تغذیه جهان، تأمین تقاضای غذای سالم و مغذی در راستای افزایش جمعیت جهان، افزایش شهرنشینی و افزایش درآمد مواجه است. در طول دهه‌های اخیر، استفاده بیش از حد از کود شیمیایی و کود حیوانی، کیفیت آب‌های زیرزمینی و سطحی مناطق اصلی تولید کشاورزی در سایر نقاط جهان را به خطر انداخته است (Spijker et al., 2021). عنصر نیتروژن برای گیاهان زراعی با دخالت در فرآیندهای رشد، گسترش برگ، تولید مثل و تولید زیست توده، عنصری حیاتی می‌باشد (Anas et al., 2020). با این حال، استفاده بیش از حد از کودهای نیتروژن، تعادل چرخه نیتروژن جهانی را مختل کرده و منجر به مشکلات عمده در محیط زیست، سلامت و اقتصاد شده است. در مقیاس جهانی، نزدیک به ۵۰ درصد از کودهای نیتروژن کشاورزی را نمی‌توان به طور مؤثر جذب و توسط گیاهان استفاده کرد و به شکل نیترات (NO_3^-)، آمونیاک (NH_3) و اکسید نیتروژن (N_2O) در محیط از بین می‌رود. این امر هزینه‌های تولید کشاورزی را افزایش داده و آلودگی آب و تغییرات آب و هوایی را منجر می‌شود (Ding et al., 2020). بنابراین یافتن تعادل بین تولید کشاورزی و حفاظت از محیط زیست، پیش نیاز توسعه پایدار آب‌های زیرزمینی و سطحی و کیفیت خاک است (Spijker et al., 2021). اگرچه آب‌های زیرزمینی ظرفیت خودپالایی مشخصی دارند، اما متوسط دوره تجدید آن‌ها ۱۴۰۰ سال است. بنابراین تقریباً غیرممکن است که تنها به ساز و کار تصفیه و خوداصلاحی آب‌های زیرزمینی تکیه نماییم. بر این اساس اقدامات مؤثری برای جلوگیری از آلودگی نیتراتی آب‌های زیرزمینی مورد نیاز است (Cui et al., 2020).

در حال حاضر تنوع مکانی و زمانی بالایی در میانگین مصرف جهانی کود وجود دارد که تقریباً ۱۳۳ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال است (FAOSTATS, 2022). بر همین اساس، بسیاری از کشورها و مؤسسات علمی و اجرایی در سراسر جهان استانداردهایی را برای غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی اعلام کرده‌اند. به عنوان مثال حداکثر نیترات در آب آشامیدنی بر طبق گزارش سازمان سلامت جهانی، معادل ۵۰ میلی‌گرم در لیتر ثبت شده است، در حالی که در ایالت متحده آمریکا و کره جنوبی طبق بخشنامه رسمی، این میزان کم‌تر از ۱۰ میلی‌گرم در لیتر است (Cui et al., 2020). همچنین اتحادیه اروپا، مقدار ۵۰ میلی‌گرم در لیتر را برای حداکثر نیترات در نظر گرفته است. کشورهای عضو، موظف به نظارت و تنظیم غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی هستند. در هلند، این نظارت با نمونه‌برداری از غلظت نیترات در آب شسته‌شده از ناحیه ریشه در سطح مزرعه در برنامه ملی نظارت بر سیاست مواد معدنی، انجام می‌شود (Spijker et al., 2021). با وجود چنین نظارت‌هایی، بررسی کیفیت آب در منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی موجود، نشان می‌دهد که غلظت نیترات (به‌خصوص در مناطقی با کشاورزی فشرده) خیلی بیش‌تر از میزان استانداردهای گزارش شده می‌باشد (Min et al., 2005; Liu et al., 2005; Koh et al., 2009; al., 2007). برای مثال، برزیل کشوری با بیش‌ترین حجم ذخایر آب شیرین در جهان است. با این حال، سطح بالای آلودگی آب در برزیل به این معنی است که بسیاری از مناطق این کشور فاقد آب آشامیدنی لازم برای تامین نیازهای اولیه هستند (De Oliveira et al., 2017; Ferreira et al., 2019; Kelman, 2015). و رواناب آب کشاورزی با غلظت بالای مواد مغذی و عناصر سمی، علت این سطح از آلودگی است (Taniwaki et al., 2017; De Mello et al., 2018; Cruz et al., 2019; Martínez-Dalmau et al., 2021). در مطالعه‌ای مصرف مقادیر بیش از حد کودهای نیتروژن اعمال شده در محصولات گندم دشت‌های مرطوب آرژانتین، عامل آلودگی نیترات آب‌های زیرزمینی معرفی شد (Abril et al., 2007). همچنین ارتباط بین سطوح بالای نیترات آب‌های زیرزمینی و فعالیت شدید کوددهی در کشاورزی در جنوب‌شرقی بوتسوانا آیرس نیز تأیید شده است (Jobb ágy, 2011). بنابر تحقیقات، تخریب آب‌های زیرزمینی جدی‌ترین مشکل منابع آب در آفریقا است و آلودگی نیترات مهم‌ترین مسئله آلودگی آب‌های زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود (Usher, 2006). زیرا به‌طور کلی، آفریقا شاهد افزایش مصرف کود نیتروژن در حدود ۴۶ درصد در دوره سال‌های ۲۰۰۷-۲۰۱۷ بوده است (FAO, 2020). همچنین اخیراً غلظت نیترات و آمونیوم در دلتای نیل به‌ترتیب ۲۵ میلی‌گرم در لیتر و ۳ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (Hegazy et al., 2020).

بنابراین، با توجه به ضرورت تامین نیتروژن مورد نیاز گیاه برای حفظ عملکرد و همچنین کاهش آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی به دلیل استفاده نامناسب از کودهای نیتروژن، طراحی و پارامترهای مدیریت کوددهی باید برای انواع خاک و محصولات مختلف بهینه شود (Azad et al., 2020). پس از سال ۱۹۹۵، تحقیقات بیش‌تری در مورد شستشوی نیترات منتشر شد، که اهمیت موضوع زیست محیطی را که در نیمه دوم قرن بیستم شروع شد، نشان می‌دهد (Hina, 2024). برخی از پژوهشگران به‌طور مستقیم در مزرعه میزان تلفات را در پروفیل خاک و در گیاه اندازه‌گیری کرده‌اند (Stewart et al., 2006). برای این کار نیاز است که از عمق‌های مختلف پروفیل خاک در مزارع



مختلف و در طول فصل نمونه‌گیری شود، اما هزینه و زمان بر بودن، نیاز به ادوات پیشرفته و همچنین پیچیدگی‌های چرخه نیتروژن، تخمین مستقیم تلفات نیتروژن را بسیار دشوار کرده است (Delgado, 2002). امروزه بسیاری از پژوهشگران که علاقه‌مند به ارزیابی اثرات مدیریت نیتروژن بر پیامدهای محیط زیستی سامانه‌های کشاورزی هستند، نیازمند روش‌های سریع و مؤثر برای ارزیابی و تحلیل مسیرهای مختلف تلفات نیتروژن در مزرعه می‌باشند (Delgado et al., 2008; بذگر و همکاران، ۱۳۹۳). در این رابطه، مدل‌های شبیه‌سازی نه تنها ابزارهای کارآمدی برای پیش‌بینی و مدیریت آلودگی نیترات-نیتروژن آب‌های سطحی و زیرزمینی هستند، بلکه برای درک فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی که انتقال نیترات-نیتروژنی را از سامانه خاک-گیاه به منابع آبی تعریف می‌کنند، نیز مفید می‌باشند. (Singh & Craswell, 2021). این مدل‌ها بایستی متناسب با شرایط موجود، کالیبره و ارزیابی شوند. به کارگیری مدلی که به درستی کالیبره شده و اعتبار پیش-بینی‌های آن به‌دقت اثبات گردیده، یک روش سریع و کم هزینه برای برآورد آشوبی نیترات در شرایط گوناگون عملیات کشاورزی است (Zeinali et al., 2009). پژوهشگران از مدل‌های مختلفی برای شبیه‌سازی چرخه نیتروژن، تلفات آن و بهینه‌سازی مدیریت زراعی استفاده کرده‌اند. از جمله این مدل‌ها می‌توان به مدل‌های RZWQM2 (Fang et al., 2013)، روش شاخص نیتروژن NIT-1 (Delgado et al., 2008)، مدل N-Farm (Happe et al., 2011)، CERES-wheat (Zeinali et al., 2009)، مدل Cropsyst (Soltani et al., 2013a)، مدل شبیه‌سازی پویایی نیتروژن در خاک SUNDIAL (سلطانی و همکاران، ۱۳۹۳) و مدل SSM-wheat (علیزاده و سلطانی، ۱۳۹۵) اشاره کرد. مدل SSM-Wheat (Soltani & Sinclair, 2012) یک مدل ساده است که می‌توان از آن در مطالعات شبیه‌سازی عملکرد گندم و محدودیت‌های آن در پاسخ به شرایط محیطی، مدیریت نهاده‌ها و عوامل ژنتیکی استفاده نمود. این مدل دارای کد باز بوده و چون دارای ساختار ساده‌ای است، برای اهداف آموزشی نیز قابل استفاده است (بذگر و همکاران، ۱۳۹۳).

پیشینه پژوهش

در مدل‌سازی موازنه نیتروژن خاک در تولید گندم در گرگان با استفاده از مدل SSM-Wheat در یک دوره ۲۱ ساله، علیزاده و سلطانی (۱۳۹۵) نشان دادند که بیش‌ترین نیتروژن آشوبی شده مربوط به نظام زراعی گندم آبی با مصرف نیتروژن خیلی زیاد است و کم‌ترین مقدار آشوبی در نظام زراعی گندم دیم بدون مصرف نیتروژن می‌باشد که اختلاف معنی‌داری با نظام زراعی گندم آبی بدون مصرف نیتروژن نداشت. معینی‌راد و همکاران (۲۰۱۷) برای پیش‌بینی رشد و عملکرد گندم در پاسخ به نیتروژن کودی به‌منظور کاهش آلودگی‌های محیطی و بیماری‌ها از سال ۱۹۹۶ تا ۲۰۱۶ از مدل SSM-wheat استفاده کردند. این مدل صفات فنولوژیکی رقم N-87-20 گندم را به خوبی و قابل قبولی ارزیابی کرد. همچنین می‌توان از این مدل در جهت بازیابی مدیریت تغذیه نیتروژنی گیاهان با هدف دستیابی به حداکثر عملکرد و کاهش مصرف تجملی کود نیتروژن در گندم به‌منظور کاهش آلودگی محیطی و بیماری استفاده کرد. احمدی علیپور و همکاران (۱۳۹۷) پهنه‌بندی استان گلستان از نظر توان و خلاء تولید گندم با استفاده از مدل شبیه‌سازی SSM-wheat انجام دادند. از مهم‌ترین عوامل ایجاد کننده خلاء عملکرد گندم با ارقام و مدیریت‌های زراعی در مطالعه آن‌ها، مدیریت نادرست آبیاری، نامناسب بودن ارقام مورد کشت و استفاده نامناسب از کودهای پایه، سرک و کم‌مصرف بود. پناهی و همکاران (۱۳۹۸) جهت برآورد فراسنجه‌های فنولوژی از جمله دماهای کاردینال، طول روز بحرانی، ضریب حساسیت به طول روز و تعیین تعداد روز زیستی ژنوتیپ‌های گندم (مروراید، تجن، کوه‌دشت، دریا، آرتا، N-87-20 و N-87-19) در استان گلستان از مدل SSM-wheat استفاده کردند. همچنین عالیمقام و همکاران (۱۳۹۹) جهت محاسبه عملکرد پتانسیل گندم آبی و تأثیر صفات گیاهی بر آن در شرایط اقلیم کنونی و آینده در سراسر ایران از مدل SSM-wheat استفاده کردند.

نوشادی و مهرابی (۱۳۹۳) جهت اندازه‌گیری و شبیه‌سازی آشوبی نیتروژن نیتراتی در شیراز از مدل LEACHN و پنج تیمار کودی ۰، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار استفاده کردند. نتایج اندازه‌گیری‌ها در انتهای فصل رشد در عمق ۱۲۰ سانتی‌متری نشان داد که با افزایش کود اوره، مقدار آشوبی نیتروژن نیتراتی در تیمارهای ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار به ترتیب ۱۳۲، ۱۷۴، ۱۳۴ و ۱۸۲ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش یافت. همچنین در شبیه‌سازی تلفات نیتروژن از مزارع چغندرقد در خراسان، بذگر و همکاران (۱۳۹۳) از مدل SUNDIAL استفاده کردند و نشان دادند که از کل تلفات نیتروژن در سه سامانه تولیدی سستی، نیمه مکانیزه و مکانیزه، به‌طور میانگین ۵۹ درصد به صورت گازی و ۴۱ درصد به‌صورت آشوبی می‌باشد. همچنین آنان بیان داشتند که برخلاف تصورات، اثرات نامطلوب زیست محیطی ناشی از نیتروژن در سامانه‌های فشرده مکانیزه و نیمه‌مکانیزه از سامانه سستی کم‌تر است.

نتایج تجزیه و تحلیل پیامدهای کوددهی بهینه در خاک‌های مختلف در کاهش اثرات زیست محیطی آشوبی نیترات کشاورزی با استفاده از مدل HYDRUS-2D نشان داد که برنامه‌های کوددهی بهینه برای سه بافت خاک (رس سیلتی، لوم و لوم شنی) باعث افزایش

جذب نیتروژن و تأمین نیتروژن کافی در طی مراحل مختلف رشد ذرت و همچنین کاهش تلفات نیترا (آبتیوی و تجمع آن در پایان فصل رشد) شد (Azad et al., 2020). در ارزیابی کیفیت آب‌های زیرزمینی و خطر سلامت انسان برای اهداف آشامیدن و آبیاری پایدار در جنوب هند، از رویکرد یادگیری ماشین^۱؛ شاخص‌های آلودگی نیترا، تناسب کشاورزی (ASI)^۲؛ ارزیابی خطرات غیرسرطان‌زا برای انسان (NCHRA)^۳ و مدل پایه شعاعی (RBF)^۴ استفاده شد. مطابق نتایج این مطالعه، ۱۲-۱۹ نقطه از مجموع ۸۰ نقطه نمونه‌برداری در قسمت‌های شمال و مرکز این منطقه، به‌عنوان نقاط آلوده معرفی شدند. مطالعه حاضر مشخص کرد که مسیر آلاینده نیترا از مزارع کشاورزی به سمت نقاط نمونه‌برداری بوده است (Paneerselvam et al., 2023). مطالعه آلودگی آب‌های زیرزمینی در منطقه آبی جیائوکوی چین نشان داد که حداکثر و میانگین غلظت نیترا در منطقه ۱۷۰/۷۳ - ۸۹۵ میلی‌گرم بر لیتر و مقدار بیش از حد استاندارد (بیش از ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر)، بالای ۸۰ درصد منطقه (زمین‌های زیرکشت) بوده است (Zhang et al., 2021). در مطالعه غلظت و توزیع مکانی نیترا و آرسنیک در آب‌های زیرزمینی ۲۲ روستای زیرکشت دشت چهاردولی قروه استان کردستان با استفاده از زمین‌آمار، غلظت نیترا در ۷۳ درصد از نقاط نمونه‌برداری از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی (۵۰ میلی‌گرم در لیتر) و غلظت آرسنیک در ۵۹ درصد نقاط نمونه‌برداری از حد مجاز سازمان WHO (۱۰ میکروگرم در لیتر) فراتر رفته است (Solgi & Jalili, 2021). در مطالعه شبیه‌سازی آبتیوی نیترا برای سیستم‌های تولید سیب‌زمینی در تناوب سه ساله (سیب‌زمینی-جو-شیدرقرمز) در جزیره پرنس ادوارد کانادا از مدل RZWQM استفاده شد. نتایج این تحقیق نشان داد که بیش‌ترین میزان آبتیوی نیترا در طول سال کشت سیب‌زمینی (۸۹/۹ کیلوگرم نیترا در هکتار) رخ داده است، در حالی که آبتیوی در سال‌های کشت جو و شیدر قرمز به ترتیب با مقادیر ۲۸/۶ و ۲۹/۷ کیلوگرم در هکتار، مقادیر نزدیکی برآورد شدند (Danielescu et al., 2024).

هدف اصلی این پژوهش، شبیه‌سازی و برآورد میزان آبتیوی نیترا در مزارع گندم شهرستان بندرترکمن با استفاده از مدل SSM-Wheat است. در این راستا، اهداف ویژه پژوهش از جمله کالیبراسیون و ارزیابی دقت مدل SSM-Wheat در شبیه‌سازی رفتار نیتروژن در خاک تحت شرایط اقلیمی منطقه، تخمین میزان آبتیوی نیترا در مزارع گندم آبی و دیم و شناسایی نواحی با پتانسیل بالای خطر آلودگی آب زیرزمینی، بررسی تأثیر عوامل مدیریتی و خاکی (از جمله میزان و نحوه مصرف کود نیتروژن، زمان آبیاری، بافت و شوری خاک) بر شدت آبتیوی نیترا، ارائه راهکارهای مدیریتی بهینه برای کاهش تلفات نیتروژن و افزایش بهره‌وری مصرف کود در راستای کشاورزی پایدار، دنبال می‌شود.

روش‌شناسی پژوهش

منطقه مورد مطالعه

شهرستان بندر ترکمن به‌عنوان یکی از شهرستان‌های شمالی استان گلستان، با وسعتی برابر ۸۵۴/۱۸ کیلومترمربع، در مختصات جغرافیایی بین ۵۳ درجه و ۵۴ دقیقه تا ۵۴ درجه و ۲۸ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۴۹ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۲۴ دقیقه عرض شمالی و در ارتفاع ۲۰- از سطح دریا واقع شده است. این شهرستان از شمال به شهرستان گمیشان، از غرب به دریای خزر، از شرق به شهرستان آق‌قلا و از جنوب به شهرستان‌های کردکوی و گرگان منتهی می‌شود. از مجموع ۲۴۰۰۰ هکتار سطح زیر کشت شهرستان اختصاص یافت که ۲۵۰۰ هکتار آن گندم آبی و ۱۰۵۰۰ هکتار گندم دیم بود. همچنین عملکرد گندم آبی ۳۹۲۰ و گندم دیم ۲۸۴۰ کیلوگرم در هکتار گزارش شده است. محصولات عمده این شهرستان شامل: گندم، جو، کلزا و پنبه است که از طریق کشت آبی و دیم به‌دست می‌آید.

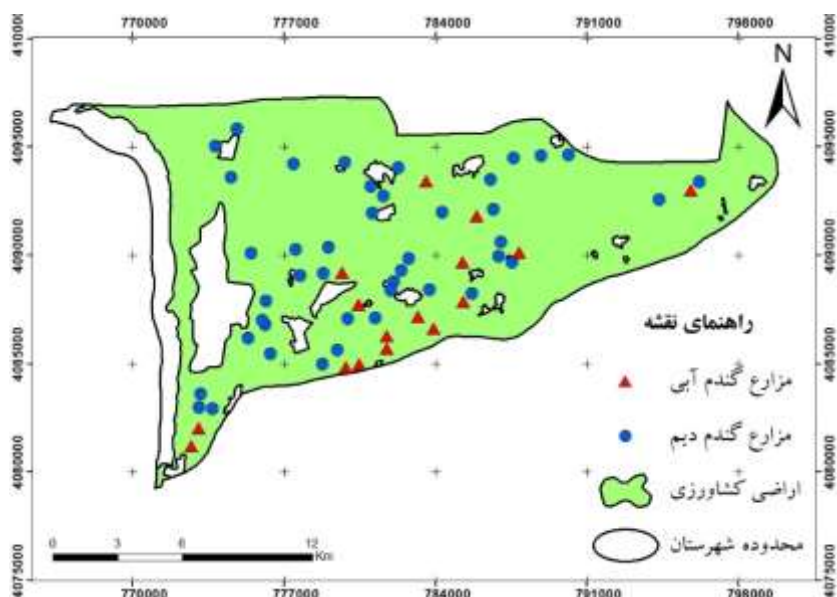
این پژوهش در سال زراعی ۱۳۹۸-۱۳۹۹ در ۲۹۲ هکتار از اراضی گندم شهرستان معادل ۵۹ مزرعه، انجام شد. این مزارع به‌صورت تصادفی و با پراکنش یکنواخت در سطح اراضی کشاورزی شهرستان انتخاب شدند (شکل ۱). مجموع بارندگی منطقه در این سال زراعی حدود ۳۲۵/۲ میلی‌متر و میانگین دمای سردترین و گرم‌ترین ماه سال به ترتیب ۴ درجه سانتی‌گراد در بهمن‌ماه ۱۳۹۸ و ۳۰/۵۰ درجه سانتی‌گراد در خردادماه ۱۳۹۹ گزارش شده است. آماده‌سازی زمین زراعی و کشت گندم در این شهرستان از اواسط مهرماه تا اواسط آذرماه صورت گرفت. همچنین مرحله اوج سبزی‌نگی گندم ۲۰ تا ۳۰ فروردین‌ماه و در اواخر خردادماه تا اواسط تیرماه نیز برداشت محصول انجام شد. ارقام مورد کشت در این مزارع شامل قابوس، مروارید، لاین‌های N91-17 و N87-20 بودند.

1- Machine learning

2 - Agriculture suitability index

3 - Non-Carcinogenic risk Assessment

4 - Radial Basis Function



شکل ۱. موقعیت مزارع گندم مورد بررسی در اراضی کشاورزی شهرستان بندر ترکمن، استان گلستان (Niazmoradi et al., 2025)

برآورد میزان آبشویی نیترات

در این مطالعه برای شبیه‌سازی آبشویی نیترات در مزارع تولید گندم، از مدل SSM-Wheat استفاده شد (Soltani & Sinclair, 2012; Soltani et al, 2013a; Abidi et al., 2024). این مدل قابلیت شبیه‌سازی مراحل فنولوژیک، توسعه و چیره شدن سطح برگ، تولید ماده خشک، موازنه آب-خاک شامل رواناب، رشد ریشه، تبخیر از سطح خاک، زهکشی، تعرق، تجمع نیتروژن، معدنی شدن نیتروژن، دینتریفیکاسیون و جذب نیتروژن توسط گیاه است. این مدل، شبیه‌سازی را برای سه سطح پتانسیل (تابش محدود)، آب محدود و نیتروژن محدود به صورت روزانه انجام می‌دهد و به اطلاعات قابل دسترس درباره شرایط آب و هوایی (کمینه و بیشینه دما، تابش خورشیدی یا تعداد ساعات آفتابی روزانه و بارندگی روزانه) و خاک (درصد شن، رس و سیلت، بافت خاک، وزن مخصوص ظاهری، رطوبت حجمی، آب قابل استفاده، هدایت هیدرولیکی، آب قابل استخراج، عامل زهکشی، ضریب آلیبدو، نیترات، آمونیاک، کربن آلی و نیتروژن کل) نیاز دارد (علیزاده و سلطانی، ۱۳۹۵).

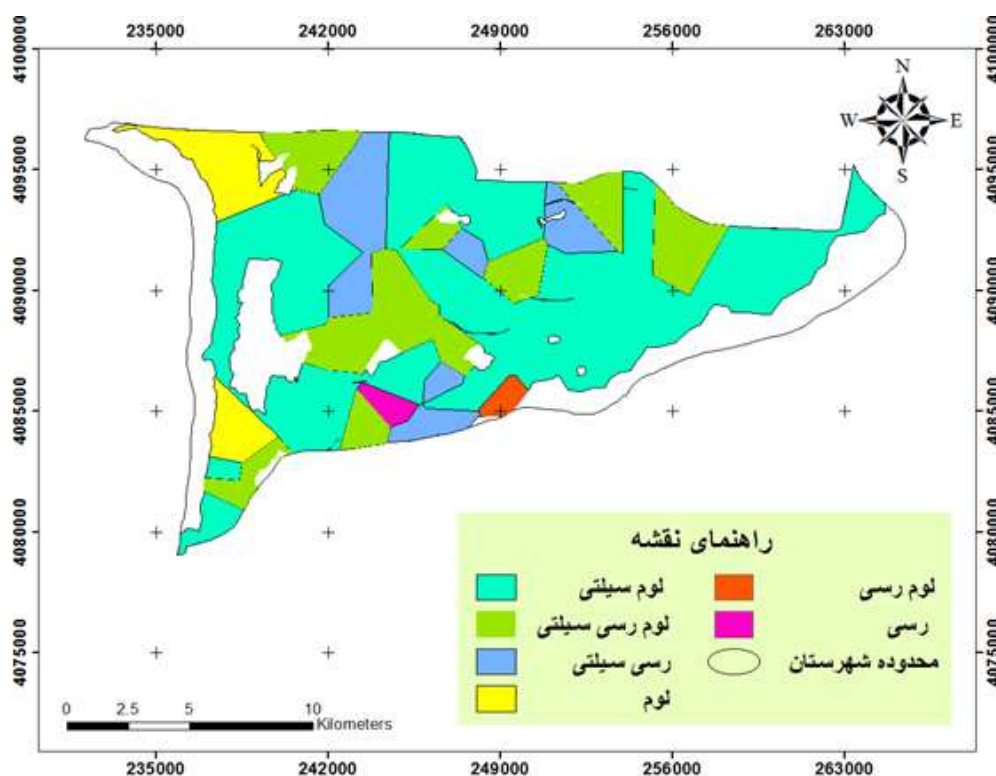
جمع‌آوری اطلاعات و اجرای مدل

برای این مطالعه ابتدا آمار دو سال زراعی ۱۳۹۸-۱۳۹۹ به صورت روزانه از ایستگاه هواشناسی همدیدی شهرستان بندر ترکمن جمع‌آوری شد که شامل دمای کمینه و بیشینه، میزان بارندگی و ساعت آفتابی است. مقدار تابش خورشیدی با استفاده از ساعت آفتابی روزانه و از طریق نسخه اصلاح شده برنامه Srad-clac محاسبه شد. برای انجام این تحقیق، اطلاعات مدیریتی از قبیل تراکم بوته، رقم، مقدار بذر مصرفی، عمق کاشت، عمق خاک، میزان و دفعات کوددهی (سرک و پایه) و آبیاری از طریق تهیه و تدوین پرسش‌نامه از کشاورزان مزارع، گردآوری شدند. عمق خاک مزارع شهرستان ۱۲۰ سانتی‌متر در نظر گرفته شد. نمونه‌برداری از خاک در مرحله قبل از کاشت (آبان‌ماه ۱۳۹۸)، از مزارع شخم‌نخورده گندم و بر اساس الگوی W صورت گرفت. برداشت نمونه‌ها با استفاده از اوگر و بیلچه و در محیط کوادرات 0.5×0.5 مترمربع تا عمق ۶۰ سانتی‌متری خاک انجام شد. مجموع نمونه‌های خاک یک مزرعه با هم مخلوط شده و حدود یک کیلوگرم از آن جدا گردید. نمونه‌ها در سایه قرار داده شده تا به صورت هوا خشک، رطوبت نمونه‌ها کاملاً از بین رفته و خشک شوند. سپس کوبیده شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و تا زمان انجام آزمایشات، در دمای اتاق و به صورت هوا خشک نگهداری شدند. بافت خاک به‌عنوان یکی از ورودی‌های مدل آبشویی نیترات، به روش هیدرومتری (Klute & Dinauer, 1986)، مقادیر هدایت الکتریکی و اسیدیته خاک از روش عصاره‌گیری از گل اشباع و محتوای نیتروژن خاک از روش کج‌دال (Bermmer & Mulvancy, 1982) در آزمایشگاه دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان اندازه‌گیری شدند. با لحاظ مقادیر حاصل از آزمایشگاه و اطلاعات مدیریتی پرسشنامه‌ها در مدل SSM-Wheat، مدل اجرا و از نتایج آن خروجی گرفته شد. در نهایت، از روش تیسن جهت نقشه بافت و برای تهیه نقشه‌های هدایت

الکتریک و اسیدیته خاک، روش‌های وزن‌دهی فاصله معکوس (IDW)^۱، چند جمله‌ای موضعی (LPI)^۲، توابع پایه شعاعی (RBF)^۳ و کریجینگ معمولی با استفاده از آماره‌های ریشه دوم مربعات استاندارد (RMSE)^۴ و انحراف استاندارد عمومی (GSD)^۵ با استفاده از نرم افزار ArcGIS نسخه ۱۰/۸ مورد ارزیابی قرار گرفت و مدلی با کم‌ترین میزان خطا و بیش‌ترین دقت جهت تهیه نقشه انتخاب گردید.

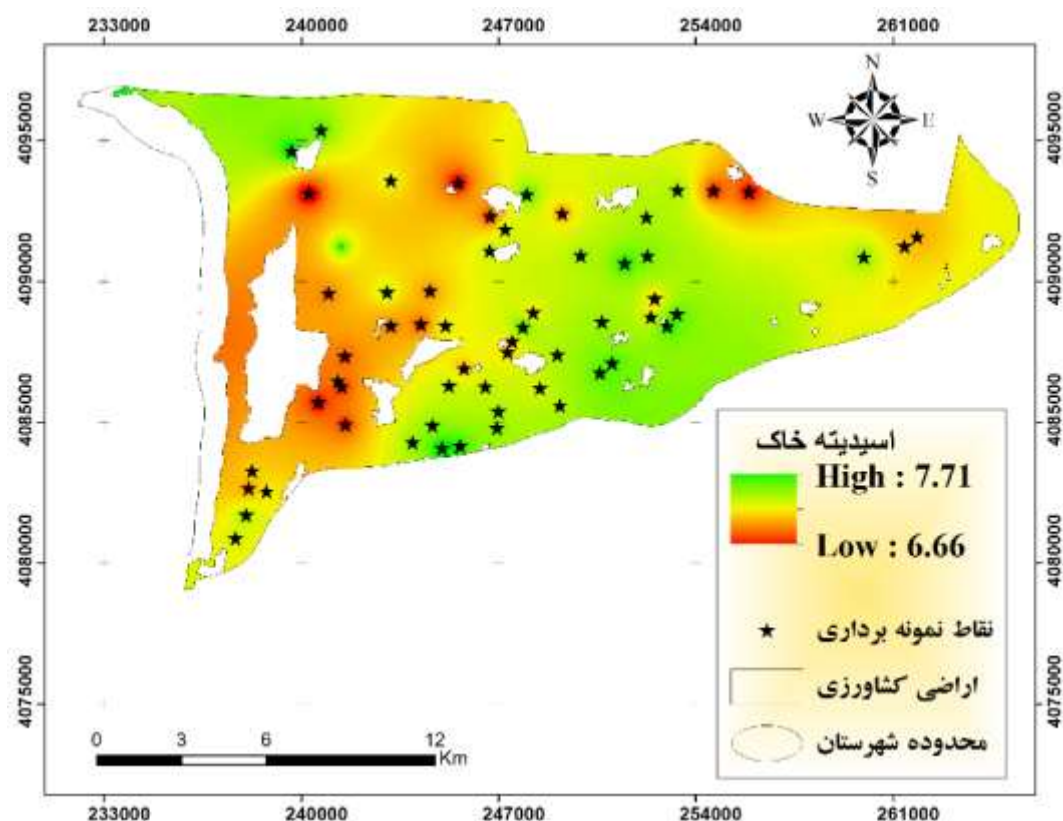
یافته‌های پژوهش

مقادیر حاصل از اندازه‌گیری متغیرهای خاک جهت استفاده در مدل در جدول ۱ نشان داده شده است. با بررسی روش‌های مختلف درونیابی و محاسبه معیارهای ارزیابی، روش توابع پایه شعاعی (مدل چند ربعی)^۶ با کم‌ترین میزان خطاهای RMSE و GSD به ترتیب ۱/۶ و ۰/۰۲۷ و روش وزن‌دهی فاصله معکوس با درجه ۱ با RMSE (۰/۳۲۴) و مقدار GSD (۰/۰۰۵)، به عنوان روش‌های برتر برای تهیه نقشه هدایت الکتریک و اسیدیته خاک معرفی و ترسیم شدند (شکل‌های ۲، ۳ و ۴). بر طبق شکل ۲، از مجموع ۲۲۵۷۵/۳۲۴ هکتار اراضی کشاورزی شهرستان بندر ترکمن، بیش‌ترین سهم با ۱۳۲۴۱/۹۹۳ هکتار به خاک لوم سیلتی تعلق گرفت. بافت‌های لوم‌رسی سیلتی، رسی سیلتی، لوم، رسی و لوم‌رسی با مساحت‌های به ترتیب ۴۷۴۰/۰۰۲، ۲۵۵۴/۸۱۵، ۱۶۲۸/۷۶۶، ۲۲۰/۱۷۳ و ۱۹۱/۵۷۵ هکتار در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند. بخش‌های غربی شهرستان مطابق شکل ۳، اسیدیته پایین‌تری نسبت به بخش‌های مرکزی و شرقی داشتند. نواحی مرکزی، جنوب‌غربی و شمال‌غربی شهرستان شوری بالاتری نسبت به بخش‌های دیگر نشان دادند. نواحی شمالی شهرستان به سمت شهرستان گمیشان، به دلیل بالا بودن سطح ایستابی آب دریا و بر طبق شیب زمین، میزان شوری خاک بیش‌تری را نشان دادند. هرساله اکثر مزارع این نواحی، به دلیل قابلیت تحمل بالاتر شوری به کشت گیاه جو اختصاص می‌یابند. شوری بالاتر در مناطق مرکزی و جنوب‌غربی شهرستان را می‌توان به وجود مزارع آبی در این مناطق نسبت داد. استفاده از مقادیر بیش‌تر کودهای شیمیایی و کشت فشرده اراضی در این بخش‌ها، می‌تواند شوری خاک را افزایش دهند (شکل ۴).

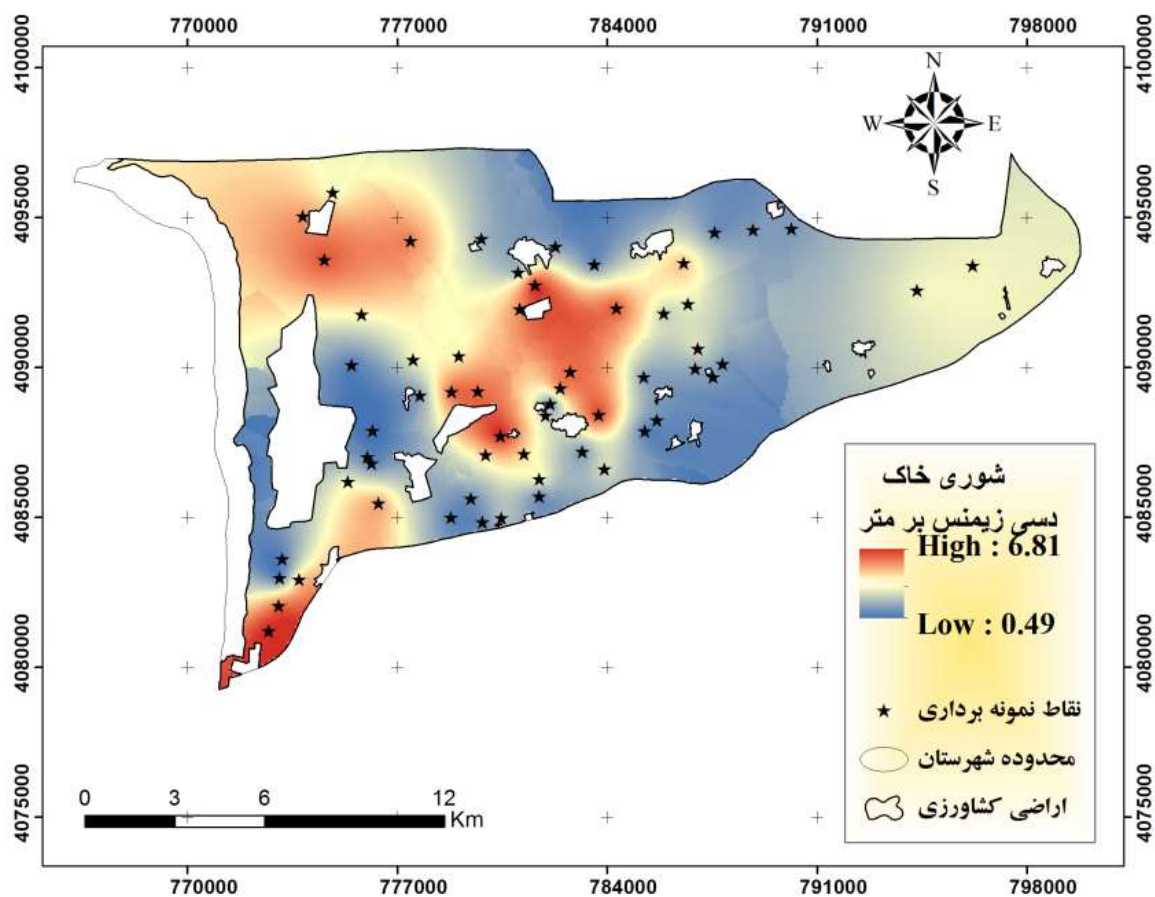


شکل ۲. نقشه انواع بافت‌های خاک در اراضی کشاورزی شهرستان بندر ترکمن، استان گلستان

- 1 Inverse Distance Weighting
- 2 Local Polynomial Interpolation
- 3 Radial Basis Function
- 4 Root Mean Square Error
- 5 General Standard Deviation
- 6 Multiquadric



شکل ۳. نقشه اسیدیته خاک در اراضی کشاورزی شهرستان بندر ترکمن، استان گلستان



شکل ۴. نقشه هدایت الکتریکی خاک در اراضی کشاورزی شهرستان بندر ترکمن، استان گلستان

جدول ۱. اطلاعات خاک اندازه‌گیری شده مزارع گندم منتخب در شهرستان بندر ترکمن

شماره زمین	اجزای بافت خاک (درصد)						محتوای نیتروژن (p.p.m)		هدایت الکتریکی (mmohs/cm)
	شن	رس	سیلت	نوع بافت	آمونیم	نیترات	نیتروژن کل	pH	
۱	۳۰	۲۴	۴۶	L	۱/۹۰	۱۰/۰۰	۰/۰۸	۷/۴۲	۴/۹۰
۲	۲۲	۱۶	۶۲	Si-C-L	۱/۷۰	۱۰/۳۰	۰/۰۸	۷/۲۷	۳/۳۴
۳	۸	۵۰	۴۲	Si-C	۲/۸۰	۲۰/۰۰	۰/۱۴	۷/۱۰	۵/۲۶
۴	۱۴	۲۲	۶۴	Si-L	۱/۹۰	۷/۷۰	۰/۰۳	۶/۸۰	۰/۸۶
۵	۱۲	۲۶	۶۲	Si-L	۲/۲۰	۱۴/۵۰	۰/۱۲	۶/۴۶	۵/۸۹
۶	۸	۳۴	۵۸	Si-C-L	۲/۸۰	۲۳/۰۰	۰/۱۷	۷/۰۶	۴/۲۱
۷	۶	۳۴	۶۰	Si-C-L	۲/۵۰	۱۵/۱۰	۰/۱۳	۶/۷۰	۰/۴۸
۸	۱۴	۲۰	۶۶	Si-L	۲/۸۰	۲۱/۰۰	۰/۱۴	۷/۰۹	۶/۶۴
۹	۱۴	۲۰	۶۶	Si-L	۲/۱۰	۱۳/۵۰	۰/۱۱	۶/۵۶	۳/۳۰
۱۰	۵۴	۸	۳۸	Si-L	۱/۷۰	۹/۹۰	۰/۰۷	۶/۸۳	۰/۷۴
۱۱	۱۴	۱۸	۶۸	Si-L	۱/۹۰	۱۰/۵۰	۰/۰۹	۶/۶۱	۴/۸۴
۱۲	۱۴	۱۶	۷۰	Si-L	۱/۸۰	۱۰/۳۰	۰/۰۸	۶/۵۴	۰/۹۱
۱۳	۱۲	۲۴	۶۴	Si-L	۲/۰۰	۱۲/۷۰	۰/۱۱	۷/۰۲	۱/۱۲
۱۴	۴۶	۱۰	۴۴	L	۱/۸۰	۸/۵۰	۰/۰۵	۷/۰۰	۰/۸۸
۱۵	۱۴	۲۸	۵۸	Si-C-L	۲/۱۰	۱۳/۸۰	۰/۱۱	۷/۲۱	۵/۶۴
۱۶	۱۰	۳۶	۵۴	Si-C-L	۲/۷۰	۱۵/۰۰	۰/۱۳	۷/۲۳	۰/۹۷
۱۷	۱۲	۵۲	۳۶	C	۳/۰۰	۲۲/۰۰	۰/۱۶	۷/۲۰	۱/۲۶
۱۸	۱۴	۳۸	۴۸	Si-C-L	۲/۱۰	۱۳/۰۰	۰/۱۱	۶/۷۶	۱/۵۶
۱۹	۱۰	۳۲	۵۸	Si-C-L	۲/۷۰	۲۱/۲۰	۰/۱۴	۶/۵۳	۵/۶۵
۲۰	۱۴	۳۴	۵۲	Si-C-L	۲/۸۰	۲۲/۲۰	۰/۱۵	۷/۲۰	۵/۵۴
۲۱	۱۲	۴۴	۴۴	Si-C	۲/۱۰	۱۴/۶۰	۰/۱۲	۷/۳۰	۳/۲۷
۲۲	۱۲	۳۲	۵۶	Si-C-L	۲/۸۰	۱۵/۳۰	۰/۱۳	۶/۷۲	۳/۵۰
۲۳	۱۸	۱۴	۶۸	Si-L	۲/۰۰	۱۳/۰۰	۰/۱۱	۷/۲۱	۳/۹۱
۲۴	۲۴	۳۲	۴۴	C-L	۱/۸۰	۱۰/۴۰	۰/۰۸	۷/۰۷	۳/۰۸
۲۵	۲۰	۱۲	۶۸	Si-L	۲/۰۰	۱۰/۲۰	۰/۰۹	۶/۷۰	۶/۶۴
۲۶	۱۰	۴۸	۴۲	Si-C	۲/۶۰	۱۵/۲۰	۰/۱۳	۷/۱۸	۳/۸۷
۲۷	۱۲	۲۴	۶۴	Si-L	۲/۱۰	۱۳/۰۰	۰/۱۱	۷/۱۰	۳/۵۷
۲۸	۱۴	۴۰	۴۶	Si-C= Si-C-L	۱/۹۰	۱۳/۲۰	۰/۱۱	۷/۲۴	۱/۰۸
۲۹	۱۲	۴۲	۴۶	Si-C	۲/۱۰	۱۴/۱۰	۰/۱۲	۷/۳۸	۲/۵۳
۳۰	۸	۵۲	۴۰	C= Si-C	۲/۷۰	۲۱/۳۰	۰/۱۴	۷/۷۲	۱/۱۷
۳۱	۱۴	۲۰	۶۶	Si-L	۲/۰۰	۱۰/۶۰	۰/۱۰	۷/۱۲	۶/۲۴
۳۲	۱۴	۳۰	۵۶	Si-C-L	۲/۶۰	۱۵/۱۰	۰/۱۳	۶/۷۶	۱/۲۴
۳۳	۱۲	۲۸	۶۰	Si-C-L	۲/۶۰	۱۵/۵۰	۰/۱۳	۶/۸۰	۲/۷۷
۳۴	۱۲	۲۶	۶۲	Si-L	۱/۸۰	۱۰/۲۰	۰/۰۸	۶/۹۴	۱/۴۷
۳۵	۱۶	۲۲	۶۲	Si-L	۲/۹۰	۲۰/۸۰	۰/۱۴	۷/۷۰	۵/۲۳
۳۶	۱۴	۱۶	۷۰	Si-L	۱/۹۰	۱۰/۱۰	۰/۰۹	۶/۷۲	۵/۴۹
۳۷	۱۴	۲۰	۶۶	Si-L	۲/۸۰	۱۰/۵۰	۰/۱۲	۷/۳۳	۱/۳۵
۳۸	۱۶	۲۴	۶۰	Si-L	۲/۲۰	۱۰/۷۰	۰/۱۰	۷/۳۲	۰/۸۵
۳۹	۱۲	۱۸	۷۰	Si-L	۱/۹۰	۱۰/۳۰	۰/۰۹	۶/۷۰	۳/۰۴
۴۰	۱۰	۲۲	۶۸	Si-L	۲/۸۰	۱۴/۲۰	۰/۱۳	۶/۸۶	۱/۸۱
۴۱	۱۴	۲۰	۶۶	Si-L	۲/۱۰	۱۴/۰۰	۰/۱۲	۷/۳۲	۱/۵۰
۴۲	۱۲	۲۴	۶۴	Si-L	۲/۷۰	۱۵/۵۰	۰/۱۳	۷/۴۵	۱/۶۲
۴۳	۱۲	۲۴	۶۴	Si-L	۲/۰۰	۱۴/۴۰	۰/۱۲	۷/۱۹	۱/۶۹
۴۴	۱۴	۲۰	۶۶	Si-L	۲/۱۰	۱۱/۵۰	۰/۱۰	۷/۱۷	۳/۳۲
۴۵	۲۰	۲۰	۶۰	Si-L	۲/۰۰	۱۰/۵۰	۰/۰۹	۷/۴۰	۳/۵۸
۴۶	۱۴	۲۰	۶۶	Si-L	۲/۰۰	۱۴/۲۰	۰/۱۲	۶/۹۳	۳/۳۰



ادامه جدول ۱. اطلاعات خاک اندازه‌گیری شده مزارع گندم منتخب در شهرستان بندر ترکمن

شماره زمین	اجزای بافت خاک (درصد)				محتوای نیتروژن (p.p.m)		هدایت الکتریکی (mmohs/cm)
	شن	رس	سیلت	نوع بافت	آمونیم	نیترات کل	
۴۷	۱۰	۵۰	۴۰	C= Si-c	۲/۱۰	۱۴/۳۰	۷/۱۲
۴۸	۱۰	۳۰	۶۰	Si-C-L	۲/۵۰	۱۰/۲۰	۷/۲۰
۴۹	۱۶	۱۴	۷۰	Si-L	۲/۰۰	۱۰/۴۰	۶/۶۰
۵۰	۱۰	۳۴	۵۶	Si-C-L	۲/۰۰	۱۰/۹۰	۶/۶۱
۵۱	۱۴	۲۶	۶۰	Si-L	۱/۹۰	۱۰/۶۰	۷/۵۴
۵۲	۱۰	۳۴	۶۶	Si-L	۲/۲۰	۱۲/۶۰	۷/۲۵
۵۳	۱۲	۲۲	۶۶	Si-L	۲/۰۰	۱۰/۱۰	۶/۴۵
۵۴	۱۰	۳۲	۵۸	Si-C-L	۲/۶۰	۱۵/۶۰	۶/۴۳
۵۵	۱۲	۱۸	۷۰	Si-L	۲/۱۰	۱۱/۵۰	۷/۲۰
۵۶	۱۰	۴۶	۴۴	Si-C	۲/۵۰	۱۵/۱۰	۷/۱۹
۵۷	۸	۱۸	۷۴	Si-L	۲/۰۰	۱۰/۷۰	۷/۴۹
۵۸	۱۲	۱۸	۷۰	Si-L	۱/۹۰	۱۰/۲۰	۶/۷۰
۵۹	۱۲	۳۲	۵۶	Si-C-L	۲/۰۰	۱۲/۶۰	۷/۲۲

بحث

از آنجایی که مقدار نیتروژن مصرفی در مزارع گندم یکی از عوامل اصلی مقدار تلفات نیتروژن می‌باشد، مقدار و دفعات مصرف نیتروژن براساس اطلاعات پرسش‌نامه در جدول ۲ نشان داده شده است. مطابق این جدول، مقدار کل کود نیتروژن خالص مصرفی در ۲۸/۸۲ درصد از مزارع کم‌تر از ۴۶ کیلوگرم و ۶۱/۰۱ درصد از مزارع مقدار ۴۶ تا ۹۳ کیلوگرم کود نیتروژن خالص در هکتار دریافت کرده‌اند. همچنین مجموع کود مصرفی در ۱۰/۱۷ درصد از مزارع در محدوده ۹۳ تا ۱۳۸ کیلوگرم در هکتار بود. مصرف نیتروژن بالای ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار در اراضی شهرستان مربوط به ۶ مزرعه بود که سه عدد از این مزارع تحت نظام زراعی کشت گندم آبی بودند (شکل ۵). اصولاً هدر رفت نیتروژن از طریق فرآیندهای مختلف از قبیل آب‌شویی، نیترات زدایی (دنیتریفیکاسیون)، فرسایش سطحی و تصعید باعث شده است کارایی مصرف آن برای تولید محصولات کشاورزی پایین باشد. بر طبق نتایج خروجی مدل در جدول ۲، هدر رفت نیتروژن از طریق فرآیند دنیتریفیکاسیون به طور قابل توجهی (با میانگین ۲/۹۹ گرم در مترمربع) بیش‌تر از دو راه دیگر تلفات نیتروژن بوده است.

دنیتریفیکاسیون تحت شرایط غیرهوازی اتفاق می‌افتد که شرایط زیست‌محیطی برای تخریب هوازی ماده آلی نامطلوب است (Gritsch et al., 2016). مطابق این مطلب مزارعی با میزان دنیتریفیکاسیون بالاتر، مزارع آبی می‌باشند که از آبیاری محصول استفاده کرده‌اند. یکی از روش‌های کاهش دنیتریفیکاسیون، نگهداری نیتروژن خاک به شکل آمونیوم می‌باشد که برای این منظور بایستی بازدارنده‌های نیترات‌سازی به کودهای شیمیایی دارای نیتروژن اضافه گردند (Ladha et al., 2005). آمونیوم و آمونیاک تولیدی از منابع نیتروژن مثل اوره وقتی بر سطح خاک رها می‌شوند، به آسانی از طریق تصعید آمونیاک تلف می‌شود. این شکل از هدر رفت نیتروژن در اراضی گندم شهرستان بندر ترکمن در مقایسه با مقدار آب‌شویی نیترات، میانگین بالاتری (۰/۴۷ گرم در مترمربع) داشت (جدول ۲). علیراده و سلطانی (۱۳۹۵) در بررسی شیوه‌های مختلف مصرف نیتروژن در مزارع گندم شهرستان گرگان نشان دادند که در تمامی شیوه‌های مورد بررسی، سهم تلفات گازی نیتروژن بیش‌تر از آب‌شویی بوده و به طور میانگین ۸۱ درصد از تلفات نیتروژن به صورت گازی و ۱۹ درصد به صورت آب‌شویی بوده است. سلطانی و همکاران (۱۳۹۱) در شبیه‌سازی تلفات نیتروژن در مزارع گندم با استفاده از مدل cropsyst در گرگان، سهم تلفات گازی را بیش‌تر از آب‌شویی و مهم‌ترین بخش تلفات نیتروژن بیان کردند و دلیل آن را مصرف بیش‌تر کود سرک در شیوه تولید گندم پرنهاده بیان کردند.

همچنین در جدول ۳، میانگین و پراکندگی پارامترهای مربوط به تلفات نیتروژن در مزارع گندم را نشان داده شده است. مقدار متوسط تبخیر، دنیتریفیکاسیون و آب‌شویی به‌ترتیب ۰/۴۷، ۲/۹۹ و ۰/۹۲ گرم در مترمربع و میانگین مصرف نیتروژن حدود ۶۹/۵ کیلوگرم در هکتار بوده است. این ارقام نشان می‌دهد که میزان تغییرات بین مزارع زیاد نبوده و شرایط مدیریتی نسبتاً مشابهی در منطقه وجود داشته است.

جدول ۲. مقادیر تلفات نیتروژن در مزارع منتخب گندم در شهرستان بندر ترکمن

شماره مزرعه	مختصات		مصرف نیتروژن		تلفات نیتروژن (g/m ²)		تبخیر
	Y	X	مقدار (Kg/ha)	دفعات	آبشویی نیترات	دنیتریفیکاسیون	
۱	۴۰۹۴۶۲۶	۲۳۹۶۵۵	۵۰/۳۴	۱	۱/۳۷	۴۴/۱	۳۵/۰
۲	۴۰۹۵۳۵۷	۲۴۰۷۰۷	۵۰/۳۴	۱	۱/۱۸	۲۵/۱	۰۷/۰
۳	۴۰۹۳۵۷۵	۲۴۳۱۸۸	۰۰/۹۲	۲	۰/۰۰	۱۴/۳	۵۵/۰
۴	۴۰۸۹۵۷۷	۲۴۰۹۶۹	۱۸/۰	۱	۰/۰۰	۵۲/۰	۰۰/۰
۵	۴۰۹۳۱۲۰	۲۴۰۲۷۸	۰۰/۶۹	۳	۱/۳۷	۶۲/۲	۵۱/۰
۶	۴۰۸۲۵۳۴	۲۳۸۷۶۹	۱۸/۶۱	۲	۰/۰۰	۴۶/۲	۴۱/۰
۷	۴۰۸۷۳۲۹	۲۴۱۵۴۰	۳۷/۵۰	۱	۲/۷۵	۲۳/۳	۱۰/۰
۸	۴۰۸۰۸۷۴	۲۳۷۶۵۵	۰۰/۱۱۵	۲	۱/۵۷	۰۲/۶	۷۸/۰
۹	۴۰۸۵۶۹۵	۲۴۰۶۰۲	۹۴/۷۸	۲	۳/۵۳	۶۵/۴	۴۴/۰
۱۰	۴۰۸۲۶۳۵	۲۳۸۱۲۹	۰۰/۹۲	۲	۰/۵۹	۹۰/۳	۵۵/۰
۱۱	۴۰۸۴۹۰۸	۲۴۱۵۷۲	۰۰/۶۹	۳	۰/۹۸	۲۶/۳	۵۱/۰
۱۲	۴۰۸۶۲۶۱	۲۴۱۴۲۶	۰۰/۶۹	۳	۰/۰۰	۹۷/۱	۵۱/۰
۱۳	۴۰۸۶۴۶۴	۲۴۱۲۹۶	۰۰/۶۹	۱	۰/۵۹	۹۱/۳	۶۹/۰
۱۴	۴۰۸۳۲۵۹	۲۳۸۲۴۸	۰۰/۴۶	۱	۰/۰۰	۱۲/۱	۴۶/۰
۱۵	۴۰۸۱۶۹۴	۲۳۸۰۴۱	۵۰/۵۷	۲	۱/۳۷	۴۱/۳	۳۹/۰
۱۶	۴۰۸۴۲۷۴	۲۴۳۹۵۸	۰۰/۹۲	۲	۰/۵۹	۵۲/۴	۵۵/۰
۱۷	۴۰۸۴۸۷۸	۲۴۴۶۶۶	۰۰/۹۲	۲	۰/۵۹	۲۴/۴	۵۰/۰
۱۸	۴۰۸۸۴۱۰	۲۴۳۱۷۷	۰۰/۴۶	۲	۰/۰۰	۶۴/۱	۲۸/۰
۱۹	۴۰۸۸۴۶۱	۲۴۴۲۴۴	۵۰/۵۷	۲	۰/۰۰	۲۵/۲	۳۹/۰
۲۰	۴۰۸۸۴۲۱	۲۴۵۱۲۵	۰۰/۹۲	۲	۰/۰۰	۶۲/۳	۵۵/۰
۲۱	۴۰۸۹۶۱۰	۲۴۳۰۴۰	۵۰/۸۰	۲	۱/۷۷	۱۲/۴	۵۵/۰
۲۲	۴۰۸۹۶۴۷	۲۴۴۵۶۵	۵۰/۵۷	۲	۰/۰۰	۷۴/۱	۳۹/۰
۲۳	۴۰۸۶۲۸۷	۲۴۵۲۴۳	۰۰/۹۲	۲	۰/۵۹	۳۳/۴	۵۵/۰
۲۴	۴۰۸۵۵۷۳	۲۴۹۱۷۲	۱۸/۴۶	۲	۰/۵۹	۷۴/۳	۶۸/۰
۲۵	۴۰۸۶۸۹۷	۲۴۵۷۷۶	۳۳/۳۹	۱	۲/۷۵	۶۴/۲	۰۸/۰
۲۶	۴۰۸۶۲۴۴	۲۴۶۵۲۸	۰۶/۹۲	۳	۰/۵۹	۹۲/۳	۶۸/۰
۲۷	۴۰۸۵۳۶۷	۲۴۶۹۸۹	۰۲/۴۶	۲	۲/۳۵	۹۹/۲	۲۸/۰
۲۸	۴۰۸۴۷۹۳	۲۴۶۹۵۳	۳۷/۱۳۸	۳	۲/۵۵	۵۶/۵	۳۸/۱
۲۹	۴۰۸۴۱۵۷	۲۴۵۶۴۵	۱۸/۴۶	۱	۲/۵۵	۸۵/۲	۴۶/۰
۳۰	۴۰۸۴۰۶۲	۲۴۵۰۰۲	۰۰/۹۲	۱	۰/۰۰	۰۶/۳	۹۲/۰
۳۱	۴۰۸۷۳۷۸	۲۴۹۱۰۱	۱۲/۹۲	۲	۲/۷۵	۹۸/۴	۹۲/۰
۳۲	۴۰۸۷۸۶۳	۲۴۷۵۰۲	۵۰/۳۳	۱	۰/۹۸	۸۳/۱	۲۳/۰
۳۳	۴۰۸۷۴۷۷	۲۴۷۳۳۰	۰۰/۴۶	۱	۳/۵۳	۳۶/۳	۰۹/۰
۳۴	۴۰۸۶۲۰۱	۲۴۸۴۷۵	۵۰/۱۰۳	۲	۰/۰۰	۳۹/۳	۶۷/۰
۳۵	۴۰۸۸۳۶۲	۲۴۷۸۶۶	۶۰/۷۳	۲	۳/۵۳	۶۳/۴	۴۸/۰
۳۶	۴۰۸۸۸۷۷	۲۴۸۲۴۱	۳۱/۸۶	۲	۱/۵۷	۶۰/۴	۵۴/۰
۳۷	۴۰۸۷۰۹۵	۲۵۱۰۳۷	۵۳/۲۵	۲	۰/۰۰	۷۵/۱	۳۱/۰
۳۸	۴۰۸۶۷۴۱	۲۵۰۶۰۵	۰۰/۶۹	۲	۰/۰۰	۵۴/۱	۲۸/۰
۳۹	۴۰۸۹۳۷۹	۲۵۲۵۵۰	۵۰/۸۰	۲	۰/۳۹	۰۸/۳	۵۳/۰
۴۰	۴۰۸۸۷۱۸	۲۵۲۴۰۶	۶۷/۱۰۳	۳	۰/۰۰	۵۶/۳	۸۵/۰
۴۱	۴۰۸۸۸۲۸	۲۵۳۳۳۴	۰۰/۹۲	۲	۰/۰۰	۹۳/۲	۷۴/۰
۴۲	۴۰۸۸۴۰۴	۲۵۳۹۹۶	۰۰/۴۶	۱	۰/۹۸	۰۰/۳	۰۹/۰
۴۳	۴۰۸۸۵۶۰	۲۵۰۶۸۱	۵۰/۸۰	۲	۰/۰۰	۸۶/۲	۴۴/۰
۴۴	۴۰۹۰۸۵۸	۲۵۹۹۷۲	۰۰/۶۹	۲	۱/۵۷	۳۳/۳	۴۱/۰
۴۵	۴۰۹۱۲۲۹	۲۶۱۴۱۶	۰۰/۹۲	۲	۱/۵۷	۳۳/۴	۵۵/۰
۴۶	۴۰۹۱۵۷۲	۲۶۱۸۶۹	۰۰/۴۶	۲	۱/۳۷	۳۴/۲	۲۸/۰

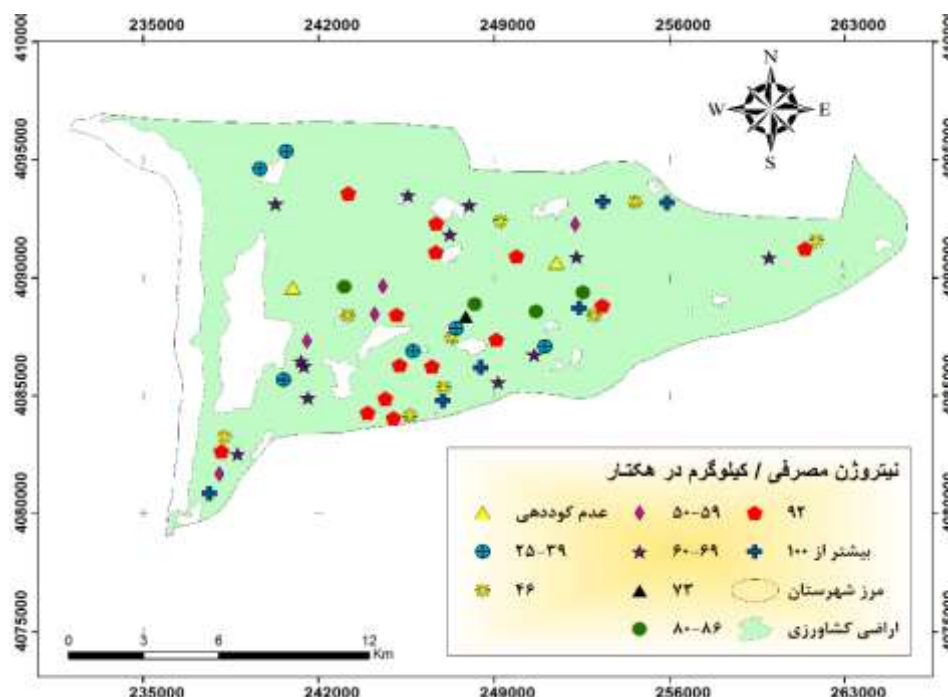


ادامه جدول ۲. مقادیر تلفات نیتروژن در مزارع منتخب گندم در شهرستان بندر ترکمن

شماره مزرعه	مختصات		مصرف نیتروژن		تلفات نیتروژن (g/m^2)		تبخیر
	Y	X	مقدار (Kg/ha)	دفعات	آبشویی نیترات	دنیتریفیکاسیون	
۴۷	۴۰۹۲۲۶۵	۲۵۲۲۵۱	۸۰/۵۹	۲	۰/۳۹	۴۹/۱	۶۰/۰
۴۸	۴۰۹۳۲۲۴	۲۵۳۳۵۲	۵۰/۱۰۳	۲	۰/۰۰	۰/۷/۳	۶۷/۰
۴۹	۴۰۹۳۲۱۹	۲۵۴۶۳۶	۰۰/۴۶	۱	۰/۰۰	۰/۷/۱	۴۶/۰
۵۰	۴۰۹۳۱۷۶	۲۵۵۹۰۹	۰۰/۱۱۵	۳	۱/۳۷	۹۲/۴	۶۹/۰
۵۱	۴۰۹۰۶۲۹	۲۵۱۴۸۴	۲۴/۰	۱	۰/۰۰	۴۶/۰	۰۰/۰
۵۲	۴۰۹۰۸۹۵	۲۵۲۲۹۷	۰۰/۶۹	۲	۰/۲۰	۵۰/۲	۵۱/۰
۵۳	۴۰۹۳۴۹۱	۲۴۵۵۶۸	۳۱/۶۱	۲	۰/۷۸	۲۸/۲	۳۵/۰
۵۴	۴۰۹۲۳۰۶	۲۴۶۷۱۰	۰۰/۹۲	۲	۰/۳۹	۶۹/۳	۵۵/۰
۵۵	۴۰۹۱۰۷۶	۲۴۶۶۸۴	۰۰/۹۲	۲	۰/۳۹	۴۹/۱	۲۸/۰
۵۶	۴۰۹۱۸۴۴	۲۴۷۲۴۳	۰۰/۶۹	۳	۰/۳۷	۰۸/۳	۵۱/۰
۵۷	۴۰۹۳۰۸۴	۲۴۸۰۱۲	۰۰/۶۹	۲	۰/۳۷	۳۰/۲	۵۱/۰
۵۸	۴۰۹۲۴۰۰	۲۴۹۲۶۳	۰۰/۴۶	۲	۰/۳۹	۰۶/۱	۲۵/۰
۵۹	۴۰۹۰۹۱۰	۲۴۹۹۱۳	۰۰/۹۲	۲	۱/۳۷	۵۲/۳	۵۵/۰
میانگین							۰/۴۷
							۲/۹۹
							۰/۹۶
							۱/۸۹
							۶۹/۵۲

جدول ۳. تحلیل آمار کلاسیک مقادیر تلفات نیتروژن در مزارع منتخب گندم در شهرستان بندر ترکمن

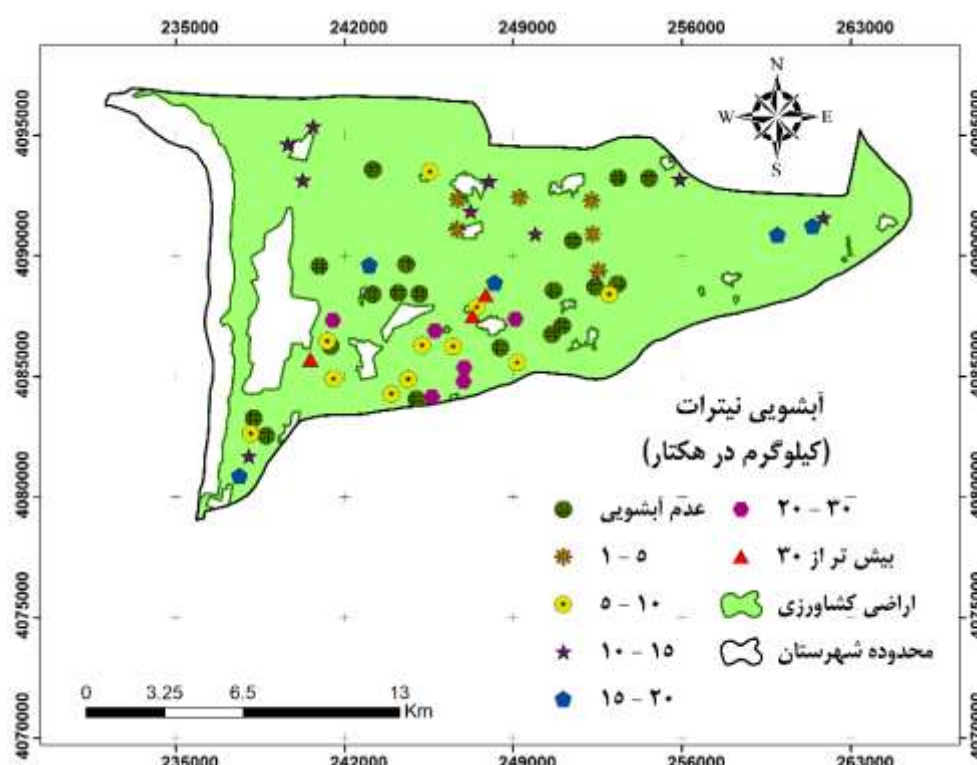
شاخص آماری	مقدار نیتروژن (kg/ha)	آبشویی نیترات (g/m^2)	دنیتریفیکاسیون (g/m^2)	تبخیر (g/m^2)
میانگین	۶۹/۵۲	۰/۹۲	۲/۹۹	۰/۴۷
انحراف معیار	۲۷/۲۰	۱/۰۳	۱/۲۵	۰/۲۴
حداقل	۰/۱۸	۰/۰۰	۰/۴۶	۰/۰۰
حداکثر	۱۳۸/۲۷	۳/۵۳	۶/۰۲	۱/۳۸
دامنه تغییرات	۱۳۸/۰۹	۳/۵۳	۵/۵۶	۱/۳۸



شکل ۵. مقدار نیتروژن مصرفی (کیلوگرم در هکتار) در مزارع گندم شهرستان بندر ترکمن، استان گلستان

نتایج آبشویی نیترات در مزارع گندم شهرستان در شکل ۶ نشان داده شده است. میانگین مقدار آبشویی نیترات در این مزارع، ۹/۵۷ کیلوگرم در هکتار بدست آمد (جدول ۲). سه مزرعه در بخش میانی شهرستان، بیش تر از ۳۰ کیلوگرم در هکتار آبشویی نیترات داشتند که به کشت آبی اختصاص دارند. همچنین بنابر نتایج این مطالعه، ۱۰/۱۸ درصد (۶ مزرعه) در بخش جنوبی منطقه، آبشویی ۲۰ تا ۳۰ کیلوگرمی در هکتار را نشان دادند. کاربرد کل کود مصرفی در مرحله پیش کاشت، استفاده از مقادیر بالای نیتروژن در مرحله سرک و وقوع بارندگی های سنگین بلافاصله پس از مصرف کود را می توان از دلایل آبشویی بالای نیترات در این مزارع عنوان کرد. سلطانی و همکاران (۱۳۹۱) در شبیه سازی تلفات نیتروژن از مزرعه گندم از مدل Cropsyst برای یک دوره ۴۰ ساله در گرگان استفاده کردند. نتایج آنان نشان داد که میانگین کل آبشویی معادل ۵/۵ و میزان آبشویی نیترات ۳/۱ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بود. آنان همچنین بیان کردند که مصرف کود سرک اوره منجر به افزایش تلفات نیتروژن (فرار آمونیاک) می شود و تغییر نوع کود و یا مدیریت کودی می تواند باعث کاهش تلفات نیتروژن شود.

همچنین مدل مورد بررسی، ۳۲/۲ درصد از مزارع را فاقد آبشویی نیترات و ۱۰/۱۷ درصد را دارای کم ترین میزان آبشویی نیترات (۱-۵ کیلوگرم در هکتار) معرفی کرده که به عنوان مزارعی سالم از لحاظ آلودگی محیط زیستی آب های زیرزمینی شناخته شدند. مصرف پایین کود نیتروژنی، تقسیم کود در چند مرحله رشدی گندم و زمان بندی مناسب مصرف کود را می توان از دلایل کاهش میزان آبشویی نیترات در این مزارع برشمرد. نتایج این مطالعه، ۱۸/۶۵ درصد از مزارع که در نواحی جنوبی شهرستان واقع شده اند، مقدار آبشویی ۵ تا ۱۰ کیلوگرمی و ۱۵/۲۵ درصد در نواحی شمالی نیز میزان آبشویی ۱۰ تا ۱۵ کیلوگرم در هکتار را تعیین کرد. به علاوه، ۸/۴۷ درصد (۵ مزرعه) در بخش میانی شهرستان دارای مقدار آبشویی ۱۵ تا ۲۰ کیلوگرم در هکتار را نشان داد (شکل ۶).



شکل ۶. مقادیر آبشویی نیترات (کیلوگرم در هکتار) در مزارع گندم شهرستان بندر ترکمن، استان گلستان

نتیجه گیری

از آن جا که مدیریت کود نیتروژن در هر منطقه براساس ظرفیت تولیدی مزرعه و توان اقتصادی کشاورز متفاوت است، بهره برداران مزارع گندم مورد بررسی به دلیل کیفیت پایین برخی از ویژگی های خاک از جمله، شرایط شوری خاک و یا عدم توان مالی برای تامین کودها، مصرف کود نیتروژنی بالایی در اراضی خود نداشته و میزان آبشویی نیترات در این اراضی بسیار پایین برآورد شد. البته تقسیم کود نیتروژن در اراضی در دو یا سه مرحله یکی از راه های کاهش میزان آبشویی نیترات می باشد، به شرطی که بلافاصله پس از مصرف کود، بارندگی شدید و سنگینی رخ ندهد. استفاده از کود نیتروژن تنها در مرحله قبل از کاشت به عنوان کود پایه، کارایی مصرف نیتروژن در مزرعه را



کاهش داده و منجر به افزایش آبیاری و به تبع آن، افزایش آلودگی محیط زیستی آب‌های زیرزمینی خواهد شد. به‌طور کلی اراضی گندم شهرستان بندرترکمن به جز در چند مورد، از لحاظ ایجاد آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات و سلامت محیط زیستی در شرایط مطلوبی قرار گرفته‌اند. به طور کلی، نتایج این تحقیق نشان داد که بیشترین میزان تلفات نیتروژن در مزارع گندم شهرستان بندرترکمن از طریق فرآیند دنیتریفیکاسیون رخ داده و میانگین آن حدود ۳ گرم در مترمربع برآورد شد، در حالی که میزان تیخیر نیتروژن کمتر و در حدود ۰/۵ گرم در مترمربع بود. مقدار آبیاری نیترات نیز در اغلب مزارع پایین و تنها در بخش‌های محدودی از منطقه، به‌ویژه مزارع آبی، بیش از ۲۰ کیلوگرم در هکتار مشاهده شد. این نتایج نشان می‌دهد که نوع نظام زراعی (دیم یا آبی)، مقدار و دفعات مصرف کود، و شرایط فیزیکی خاک از عوامل مؤثر بر میزان تلفات نیتروژن هستند. همچنین ارتباط مستقیم بین میزان مصرف نیتروژن و افزایش تلفات از مسیر دنیتریفیکاسیون تأیید شد.

بنابراین افزایش آگاهی و آموزش به کشاورزان به منظور مصرف تقسیتی کود نیتروژن، تعیین مقدار و زمان مناسب مصرف، روش صحیح استفاده، نوع کود مناسب مصرفی در هر مرحله و تأمین حاصلخیزی خاک به روش غیرشیمیایی، می‌تواند از مقدار آلودگی‌ها کاسته و کارایی مصرف نیتروژن در این مزارع را افزایش دهد. با وجود بافت خاک مناسب برای کشت گندم (خاک‌های لومی) در اکثر اراضی کشاورزی شهرستان، وجود سطح آب ایستایی بالا در نتیجه نزدیکی به سواحل دریای خزر و همچنین اسیدیته نامناسب خاک، اختصاص این مزارع به کشت گندم را نامطلوب کرده است که منجر به حصول عملکرد دانه کمتر از حد انتظار شده به طوری که کشت در این شرایط و هزینه‌های مدیریتی این مزارع، صرفه اقتصادی نخواهد داشت. بر این اساس، استفاده از روش‌های مدیریت مصرف کود از جمله تقسیت نیتروژن، زمان‌بندی دقیق کاربرد کود و به‌کارگیری کودهای با رهش کند می‌تواند نقش مؤثری در کاهش تلفات نیتروژن و حفظ کیفیت محیط زیست منطقه داشته باشد. نتایج این پژوهش می‌تواند به‌عنوان مبنایی برای برنامه‌ریزی مصرف بهینه کود نیتروژن در شرایط مشابه اقلیمی و خاکی مورد استفاده قرار گیرد.

پیشنهادهای

- اگرچه مدل شبیه‌سازی نتایج مناسبی ارائه داده است، اما توصیه می‌شود در پژوهش‌های بعدی، خروجی‌های مدل با داده‌های واقعی حاصل از اندازه‌گیری مستقیم نیترات در آب زهکشی یا آب زیرزمینی مقایسه و اعتبارسنجی شوند تا دقت پیش‌بینی‌ها افزایش یابد.
- در مطالعات آینده می‌توان اثر انواع روش‌های تقسیت کود، زمان‌بندی مصرف (پایه، پنجه‌زنی، ساقه‌دهی) و کاربرد کودهای کندرهش یا زیستی را در مدل بررسی کرد تا مدیریت بهینه‌تری برای شرایط منطقه پیشنهاد شود.
- با توجه به تغییرات اقلیمی پیشنهاد می‌شود اثر سناریوهای اقلیمی آینده بر آبیاری نیترات در منطقه با استفاده از داده‌های GCM یا RCP بررسی شود.
- اجرای مدل برای محصولات دیگر (مثل جو، کلزا، یا برنج) و مقایسه الگوهای تلفات نیتروژن در تناوب‌های مختلف می‌تواند در مدیریت جامع کوددهی منطقه مفید باشد.
- از آنجا که معدنی شدن نیتروژن و دنیتریفیکاسیون تحت تأثیر فعالیت میکروبی خاک است، توصیه می‌شود در پژوهش‌های بعدی اثر درصد ماده آلی و جمعیت میکروبی خاک بر میزان تلفات نیتروژن بررسی شود.
- در مطالعات آینده، علاوه بر تحلیل زیست‌محیطی، جنبه اقتصادی (هزینه-فایده مصرف انواع کود و روش‌های مدیریتی) نیز ارزیابی گردد تا راهکارها از دیدگاه اقتصادی نیز توجیه‌پذیر باشند.
- اجرای طرح‌های پایش چندساله در چاه‌ها و منابع آب زیرزمینی شهرستان بندرترکمن به‌منظور بررسی روند تغییرات غلظت نیترات و ارتباط آن با الگوهای زراعی و مصرف کود پیشنهاد می‌شود.

منابع

احمدی علیپور، حمید؛ سلطانی، افشین؛ کاظمی، حسین و نه‌بندانی، علیرضا (۱۳۹۷). پهنه‌بندی استان گلستان از نظر توان و خلأ تولید گندم با استفاده از مدل شبیه‌سازی SSM-wheat. به‌زراعی کشاورزی، ۲۰(۱)، ۱۲۹-۱۴۴.

بزرگر، امیر بهزاد؛ سلطانی، افشین؛ کوچکی، علیرضا؛ زینلی، ابراهیم؛ قائمی، علیرضا و حجارپور، امیر (۱۳۹۳). شبیه سازی تلفات نیتروژن از مزارع چغندرقد در سیستم‌های مختلف تولیدی در خراسان. *نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار*، ۴(۴)، ۱۶۹-۱۴۹.

پناهی، محمد حسین؛ سلطانی، افشین؛ زینلی، ابراهیم؛ کلاته عربی، مهدی و نه‌بندانی، علیرضا (۱۳۹۸). برآورد فراسنجه‌های فنولوژی در مدل SSM-wheat برای ژنوتیپ‌های گندم نان (*Triticum aestivum* L.) در استان گلستان. *نشریه علوم زراعی/ایران*، ۲۱(۴)، ۳۰۲-۳۱۴.

سلطانی، الیاس؛ سلطانی، افشین؛ زینلی، ابراهیم و دستمالچی، علی (۱۳۹۲). شبیه‌سازی تلفات نیتروژن از مزارع گندم با استفاده از مدل Cropsyst در گرگان. *نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک*، ۲۰(۴)، ۱۴۵-۱۶۳.

عالیمقام، سید مجید؛ سلطانی، افشین؛ وادز، وینست؛ زینلی، ابراهیم و زند، اسکندر (۱۳۹۹). عملکرد پتانسیل گندم آبی (*Triticum aestivum* L.) و تأثیر صفات گیاهی بر آن در شرایط اقلیم کنونی و آینده در سراسر ایران. *بوم‌شناسی کشاورزی*، ۱۲(۳)، ۴۱۳-۴۳۱.

علیزاده، پریسا و سلطانی، افشین (۱۳۹۵). مدلسازی موازنه نیتروژن خاک در تولید گندم (*Triticum aestivum* L.) در گرگان. *مجله علوم زراعی/ایران*، ۱۸(۳)، ۲۱۸-۲۳۱.

نوشادی، مسعود و مهرابی، فاطمه (۱۳۹۳). اندازه‌گیری و شبیه‌سازی آبشویی نیتروژن نیتراتی بوسیله مدل LEACHN. *نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)*، ۲۸(۲)، ۴۳۰-۴۳۹.

REFERENCE

- Abidi, A., Solatani, A., & Zeinali, E. (2024). Identifying plant traits to increase wheat yield under irrigated conditions. *Heliyon*, 10, e31734. <http://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e31734>.
- Ahmadi Alipour, H., Soltani, A., Kazemi, H., & Nehbandani, A. (2018). Zoning Golestan Province in terms of the ability and the wheat production gap using a simulation model (SSM). *Crops Improvement*, 20 (1), 144-129. (In Persian).
- Alimagham, S.M., Soltani, A., Vadez, V., Zeinali, E., & Zand, E. (2020). Irrigated wheat (*Triticum aestivum* L.) traits effects on potential yield under current and future climates in Iran. *Journal of Agroecology*, 12(3), 413-431. (In Persian)
- Alizadeh, P., & A. Soltani. (2017). Simulation of soil nitrogen balance in wheat (*Triticum aestivum* L.) production in Gorgan, Iran. *Iranian Journal of Crop Sciences*, 18(3), 218 -231. (In Persian).
- Anas, M., Liao, F., Verma, K. K., Sarwar, M. A., & Mahmood, A. (2020). Fate of nitrogen in agriculture and environment: Agronomic, eco physiological and molecular approaches to improve nitrogen use efficiency. *Biological Research*, 53(1), 47. <https://doi.org/10.1186/s40659-020-00312-4>
- Azad, N., Behmanesh, J., Rezaverdinejad, V., Abbasi, F., & Navabian, M. (2020). An analysis of optimal fertigation implications in diferent soils on reducing environmental impacts of agricultural nitrate leaching. *Scientific Reports*, 10:7797. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64856-x>.
- Bremmer, J.M., & Mulvaney, C.S. (1982). Total nitrogen. In: Page AL, Miller RH and Keeney DR, (eds.). *Method of Soil Analysis. Part II. Aragon Monogr*, 9, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, USA. 599-622.
- Cruz, M.A.S., de Azevedo Gonçalves, A., de Arag ão, R., de Amorim, J.R.A., da Mota, P.V.M., Srinivasan, V.S., Garcia, C.A.B., & de Figueiredo, E.E. (2019). Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. *Environmental Earth Sciences*. 78, 68.
- Cui, M., Zang, L., Qin, W., & Feng, J. (2020). Measures for reducing nitrate leaching in orchards: A review. *Environmental pollution*, 263, 114553.
- Danielescu, S., T. B. MacQuarrie, K., Nyiraneza, J., Zebarth, B., SharifiMood, N., Grimmett, M., Main, T., & Levesque, M. (2024). Development and validation of a crop and nitrate leaching model for potato cropping systems in a temperate-humid region. *Water*, 16, 475. <https://doi.org/10.3390/w16030475>.
- Delgado, J.A. (2002). Quantifying the loss mechanisms of nitrogen. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57, 389-398.
- Delgado, J.A., Shaffer, M., Hu, C., Lavado, R., Cueto-Wong, J., Joosse, P., Sotomayor, D., Colon, W., Follett, R., DelGrosso, S., Li, X., & RimskiKorsakov, H. (2008). An index approach to assess nitrogen losses to the Environment. *Ecological Engineering*, 32, 108-120.
- De Oliveira, L.M., Maillard, P., & de Andrade Pinto, E.J. (2017). Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. *Catena*. 150, 124-132.
- De Mello, K., Valente, R.A., Randhir, T.O., dos Santos, A.C.A., & Vettorazzi, C.A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167, 130-138.
- Ding, Y., Huang, X., & Li, Y. (2020). Nitrate leaching losses mitigated with intercropping of deep-rooted and



- shallow-rooted plants. *Journal Soil Sediments*, 21, 364–375.
- Fang, Q., Ma, L., Yu, Q., Hu, C., Li, X., Malone, R., & Ahuja, L. (2013). Quantifying climate and management effects on regional crop yield and nitrogen leaching in the North China Plain. *Journal of Environmental Quality*, 42, 1466-1479.
- FAO. (2020). FAOSTat Database Collections. Available online: <http://www.fao.org/faostat/en/#country>.
- FAOSTATS. (2022). FAOSTAT Statistics Database. Available online: <https://www.fao.org/faostat> (accessed on 2 August 2022).
- Ferreira, P., van Soesbergen, A., Mulligan, M., Freitas, M., & Vale, M.M. (2019). Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a Brazilian megalopolis. *Science of the Total Environment*, 685, 248–258.
- Gritsch, C., Egger, F., Zehetner, F., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2016). The effect of temperature and moisture on trace gas emissions from deciduous and coniferous leaf litter. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(5), 1339-1351.
- Happe, K., Hutchings, N.J., Dalgaard, T., & Kellerman, K. (2011). Modelling the interactions between regional farming structure, nitrogen losses and environmental regulation. *Agricultural Systems*, 104, 281 -291.
- Hegazy, D., Abotalib, A.Z., El-Bastaweesy, M., El-Said, M.A., Melegy, A., & Garamoon, H. (2020). Geo-environmental impacts of hydrogeological setting and anthropogenic activities on water quality in the Quaternary aquifer southeast of the Nile Delta, Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, 172, 103947.
- Hina, N.S. (2024). Global Meta-Analysis of Nitrate Leaching Vulnerability in Synthetic and Organic Fertilizers over the Past Four Decades. *Water*, 16, 457. <https://doi.org/10.3390/w16030457>.
- Jobb ágy, E.G. (2011). Servicios Hídricos de los Ecosistemas y su Relación con el uso de la Tierra en la Llanura Chaco-Pampeana; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria: Buenos Aires, Argentina. pp. 163–185.
- Kelman, J. 2015. Water supply to the two largest Brazilian metropolitan regions. *Aquat. Procedia*. 5, 13–21.
- Klute, A., & Dinauer, R. C. (1986). Physical and mineralogical methods. *Planning*, 8, 79.
- Koh, D. C., Chae, G.-T., Yoon, Y.-Y., Kang, B.-R., Koh, G.-W., & Park, K.-H. (2009). Baseline geochemical characteristics of groundwater in the mountainous area of Jeju Island, South Korea: implications for degree of mineralization and nitrate contamination. *Journal of Hydrology*, 376, 81–93.
- Koh, D.-C., Ko, K.-S., Kim, Y., Lee, S.-G., & Chang, H.W. (2007). Effect of agricultural land use on the chemistry of groundwater from basaltic aquifers, Jeju Island, South Korea. *Hydrogeology Journal*, 15, 727–743.
- Ladha, J.K. Pathak, T.J. Six, J., & Kessel, C.V. (2005). Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospect. *Advanced in Agronomy*, 87, 85-156.
- Liu, G.D., Wu, W.L., & Zhang, J. (2005). Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate nitrogen in groundwater in northern China. *Agricultural, Ecosystems & Environment*, 107, 211–220.
- Martínez-Dalmau, J., Berbel, J., & Ordóñez-Fernández, R. (2021). Nitrogen fertilization. A review of the risks associated with the inefficiency of its use and policy responses. *Sustainability*, 13, 5625. <https://doi.org/10.3390/su13105625>.
- Min, J.H., Yun, S.T., Kim, K., Kim, H.S., Hahn, J., & Lee, S.M. (2002). Nitrate contamination of alluvial groundwaters in the Nakdong River basin, Korea. *Geosciences Journal*, 6, 35–46.
- Moienirad, A., Zeinali, E., Soltani, A., Galeshi, S., & Yeganehpour, F. (2017). Investigation of SSM-Wheat Model to Forecast of Growth and Yield of Wheat in Response to Fertilizer Nitrogen in order to Decrease Pollution Environmental and Diseases. *International Journal of Advanced Biological and Biomedical Research*, 5 (2), 73–78.
- Niazmoradi, M., Kazemi, H., Gherekhloo, J., Soltani, A., & Kamkar, B. 2025. Health assessment of wheat agroecosystems in Iran. *Scientific Reports*. 15: 18133. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-03443-4>.
- Noshadi, M., & Mehrabi, F. (2014). Measuring and simulation of nitrate leachate using LEACHN model. *Journal of Water and Soil*, 28 (2), 439-430. (In Persian).
- Panahi, M. H., Soltani, A., Zeinali, E., Kalateh Arabi, M., & Nehbandani, A.R. (2020). Estimation of phenological parameters in SSM -Wheat model for bread wheat (*Triticum aestivum* L.) genotypes in Golestan province of Iran. *Iranian Journal of Crop Sciences*, 21(4), 302 -314. (In Persian).
- Paneerselvam, B., Ravichandran, N., Li, P., Thomas, M., Charoenlerkthawin, W., & Bidorn, B. (2023). Machine learning approach to evaluate the groundwater quality and human health risk for sustainable drinking and irrigation purposes in South India. *Chemosphere*, 336: 139228. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.139228.

- Singh, B., & Craswell, E. (2021). Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. *SN Applied Sciences*, 3(4), 518. DOI:[10.1007/s42452-021-04521-8](https://doi.org/10.1007/s42452-021-04521-8)
- Solgi, E., & Jalili, M.R. (2021). Zoning and human health risk assessment of arsenic and nitrate contamination in groundwater of agricultural areas of the twenty-two village with geostatistics (Case study: Chahardoli Plain of Qorveh, Kurdistan Province, Iran). *Agricultural Water Management*, 255, 107023. DOI: 10.1016/j.agwat.2021.107023.
- Soltani A., & Sinclair, T.R. (2012). Modeling physiology of crop development, *growth and yield*. Cabi.
- Soltani, A., Maddah, V., & Sinclair, T.R. (2013a). SSM-Wheat: a simulation model for wheat development, growth and yield. *International Journal of Plant Production*, 7 (4), 740-711.
- Soltani, E., Soltani, A., Zeinali, E., & Dastmalchi, A. (2013b). Simulation of nitrogen losses under wheat production in Gorgan, using CropSyst model. *Journal of Water and Soil Conservation*, 20(4), 163-145. (In Persian)
- Soltani, A., Bazregar, A.B., Koochaki, A.R., Zeinali, E., Ghaemi, A.R., & Hajarpoor, A. (2015). Simulation of nitrogen losses in sugar beet production in various production systems in Khorasan. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 4 (4), 169-149. (In Persian)
- Spijker, J., Fraters, D., & Vrijhoef, A. (2021). A machine learning based modelling framework to predict nitrate leaching from agricultural soils across the Netherlands. *Environmental Research Communication*, 3, 045002. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/abf15f>.
- Stewart, L.K., Charlesworth, P.B., Bristow, K.L., & Thorburn, P.J. (2006). Estimating deep drainage and nitrate leaching from the root zone under sugarcane using APSIM-SWIM. *Agriculture Water Management*, 81, 315-334.
- Taniwaki, R.H., Cassiano, C.C.; Filoso, S., de Barros Ferraz, S.F., de Camargo, P.B., & Martinelli, L.A. (2017). Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. *Science of the Total Environment*, 584, 339-347.
- Usher, B. (2006). Issues of groundwater pollution in Africa. In *Groundwater Pollution in Africa*; Taylor & Francis/Balkema: Leiden, the Netherlands. pp. 3-9.
- Zeinali, E., Soltani, A., Galeshi, S., & Movahedi Naeeni, S.A.R. (2009). Estimates of nitrate leaching from wheat fields in Gorgan, Northeast of Iran. *Research Journal of Environmental Sciences*, 3, 645-655.
- Zhang, Q., Qian, H., Xu, P., Li, W., Feng, W., & Liu, R. (2021). Effect of hydrogeological conditions on groundwater nitrate pollution and human health risk assessment of nitrate in Jiaokou Irrigation District. *Journal of Cleaner Production*, 298, 126783. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.126783.