

**NEMUNO, LIELUPĖS, VENTOS IR DAUGUVOS UPIŲ BASEINŲ RAJONŲ VALDYMO PLANŲ, PRIEMONIŲ PROGRAMŲ IR KITŲ REIKIAMŲ DOKUMENTŲ VANDENSAUGOS TIKSLAMS NUSTATYTI**

**PARENGIMAS IR ATNAUJINIMAS**

**GALUTINĖ ATASKAITA**

**ŽMOGAUS POVEIKIS DRENAŽINIO VANDENS KOKYBEI IR DRENAŽINIO VANDENS SĄVEIKA SU PAVIRŠINIU IR POŽEMINIU VANDENIU**

**5 priedas**

**2015 m. rugpjūtis**

**TURINYS**

[SANTRUMPOS 3](#_Toc414017850)

[ĮVADAS 4](#_Toc414017851)

[1. DRENAŽO VANDENS SĄVEIKA SU PAVIRŠINIU IR POŽEMINIU VANDENIU 5](#_Toc414017852)

[2. ŽMOGAUS POVEIKIS DRENAŽO VANDENS KOKYBEI 7](#_Toc414017853)

[3. TECHNINĖS SAUSINIMO SISTEMŲ PERTVARKOS PRIEMONĖS 20](#_Toc414017854)

[IŠVADOS 27](#_Toc414017855)

[REKOMENDACIJOS 28](#_Toc414017856)

[LITERATŪRA 30](#_Toc414017857)

# SANTRUMPOS

AAA Aplinkos apsaugos agentūra

AM Aplinkos ministerija

BVPD Bendroji vandens politikos direktyva (2000/60/EB)

DLK Didžiausia leidžiama koncentracija

UBR Upių baseinų rajonas

# ĮVADAS

Aplinkos apsaugos agentūra 2013 m. paskelbė atvirą konkursą „Nemuno, Lielupės, Ventos ir Dauguvos upių baseinų rajonų valdymo planų, priemonių programų ir kitų reikiamų dokumentų vandensaugos tikslams nustatyti parengimas ir atnaujinimas”, pirkimo Nr. 141278. Jį laimėjo Lietuvos įmonių ir įstaigų konsorciumas, pavadintas LIVENEDA, kurį sudarė Viešoji įstaiga Aplinkos apsaugos politikos centras (AAPC) bei Viešoji įstaiga Gamtos paveldo fondas (GPF). Konsorciumui vadovavo VšĮ Aplinkos apsaugos politikos centras, projekto vadovas – viešosios įstaigos Gamtos paveldo fondas projektų vadovas doc. dr. Zenonas Gulbinas. Projekto naudos gavėjai - Aplinkos apsaugos agentūra (AAA) ir Lietuvos geologijos tarnyba (LGT).

Pagal sutartį su Viešąja įstaiga Gamtos paveldo fondu, kuriam buvo keliamas uždavinys įvertinti žmogaus poveikį drenažinio vandens kokybei ir drenažinio vandens sąveiką su paviršiniu ir požeminiu vandeniu, vykdė Aleksandro Stulginskio universiteto Vandens išteklių inžinerijos institutas.

Didžiausias dėmesys darbe buvo skirtas drenuotų plotų hidrologiniams aspektams, taip pat drenažinio vandens kokybę sąlygojantiems veiksniams (t.y. skirtingoms ūkininkavimo sąlygoms, žemėnaudų ir dirvožemio savybėms) bei jų poveikio azoto (N) ir fosforo (P) pernašos dėsningumams pagrįsti. Darbas buvo grindžiamas Lietuvoje ir užsienyje atliktų tyrimų apžvalga ir gautų rezultatų apibendrinimu bei SWAT (Soil and Water Assessment Tool) modelio rezultatais. Darbe taip pat pateiktos azoto ir fosforo prietakos iš drenuotų plotų mažinimui skirtos inžinerinės priemonės ir rekomendacijos.

Vieno iš projekto naudos gavėjų – Lietuvos geologijos tarnybos – pageidavimu, ši projekto dalies ataskaita atskiru tomu pateikiama į Geologijos fondus.

# 1. DRENAŽO VANDENS SĄVEIKA SU PAVIRŠINIU IR POŽEMINIU VANDENIU

Žemių sausinimo tikslas – reguliuoti dirvožemio drėgmės režimą sukuriant palankias žemės dirbimo ir augalų augimo sąlygas. Lietuva yra drėgmės pertekliaus zonoje, todėl, siekiant laiku jį pašalinti, žemės ūkio plotuose įrengiamos sausinimo sistemos: drėgmės perteklius gali būti šalinamas taikant atviro/paviršinio (grioviai, vagos ir/ar reguliuoti upių ruožai) ir uždaro/požeminio (dirbtinė požeminių vamzdžių sistema vadinama *drenažu*) sausinimo priemones. Dažniausiai taikomas šių priemonių derinys.

Sausinimas reikšmingai keičia dirvožemio drėgmės režimą. Vertinant drenažo poveikį upių baseinų hidrologijai nustatyta (Robinson, 1990; Knox, 2001; Schilling and Libra, 2003; Blann et. al., 2009), kad jo įrengimas padidina upių nuotėkį žemiau drenuotų plotų. Tačiau gausėjant hidrologinei informacijai ir tobulėjant tyrimo metodams drenažo poveikis upių ir upelių hidrologiniam režimui vis dažniau vertinamas labai nevienareikšmiškai. Skirtingai drenažas veikia mažų ir didelių teritorijų vandens balansą. Jo poveikis mažėja didėjant teritorijos plotui.

Vykdant žemių sausinimą, nuotėkio formavimosi sąlygų pokyčiai upių baseinuose vyksta palaipsniui, išryškėja ne iš karto ir yra veikiami kitų veiksnių bei natūralių nuotėkio svyravimų. Todėl sunku nustatyti nuotėkio formavimosi pokyčius. Vieni tyrėjai Lietuvoje teigia (Marčėnas, 1991; Dumbrauskas and Larsson, 1993), kad žemių sausinimas mažina atskirų sezonų, metinį bei maksimalų paros upių nuotėkį, kiti nurodo (Lukianienė, 1973; Macevičius ir Lukianienė, 1975; Juozapaitis ir Zelionkienė, 1997), kad sausinimas neturi didelės įtakos metiniam upių nuotėkiui ir pavasario maksimaliems hidomoduliams (l/s km2), o vasaros ir rudens maksimalius hidromodulius padidina. Dar kiti (Ruminaitė, 2010) nustatė, kad upių baseinuose didėjant sausinamų žemių plotams nėra nei pavasario potvynių, nei vasaros poplūdžių, nei pavasario ir vasaros sezonų nuotėkio tūrio kaitos pokyčių. Deja, šie *dėsningumai buvo gauti neįvertinus metų vandeningumo ypatumų*. Intensyviausias šlapių žemių sausinimas Lietuvoje vyko 1955-1980 metais, kuriuose išsiskiria itin sausų 1963-1977 m. laikotarpis. Tai sudarė iliuziją, kad upių nuotėkis mažėja dėl žemių sausinimo, ir atvirkščiai, pradėjus mažėti sausinimo apimtims (1980-1990 m.), upėse prasidėjo vandeningas 1978-1990 m. laikotarpis. Vidurio Lietuvos upių baseinuose (įskaitant Nevėžio, Dubysos, Jūros, Nemuno ir Neries mažųjų intakų, taip pat Lielupės ir Ventos UBR pabaseinius) yra daugiausia nusausintų plotų. Taigi 1963-1977 m. laikotarpiu ten nuotėkis buvo apie 20-30 procentų mažesnis už vidutines reikšmes, o vandeningo 1978-1990 m. laikotarpio – 20-50% didesnis. Tokiame natūralių nuotėkio svyravimų fone nustatyti žemių sausinimo įtaką tampa sudėtinga. Kita vertus, sausinimo poveikis skirtingai pasireiškia mažų upelių ir didelių upių baseinuose.

Siekiant išryškinti tikrąjį žemių sausinimo poveikį hidrologiniam režimui buvo atliktas matematinis modeliavimas MIKE-SHE modeliu ir analizuoti to paties laikotarpio hidrologiniai parametrai sausinamų ir nesausinamų nedidelių (A=0.14-4.08 km2) žemės ūkio plotų sąlygomis (Povilaitis et al., 1998). Nustatyta, kad ryškiausias drenažo poveikis – pažemintas (iki 1.0-1.2 m.) požeminio (gruntinio) vandens lygis. Tai labiausiai pasireiškia kovo-balandžio ir spalio-gruodžio mėn., taip pat po intensyvių liūčių. Dėl šios priežasties viršutiniuose dirvožemio sluoksniuose ženkliai sumažėja drėgmės atsargos. Sausinamuose plotuose taip pat sumažėja (15-23%) suminis išgaravimas, nes ten dirvožemis mažiau prisotintas vandeniu. Tai ypač išryškėja pavasarį ir vasaros pradžioje (balandžio-birželio mėn.). Taip pat nustatyta, kad žemių sausinimas sąlygoja didesnius upelių maksimalaus nuotėkio dydžius, tačiau jie įvyksta vėliau nei nesausintuose plotuose. Taip atsitinka todėl, kad drenažu sausinamuose plotuose susiformuoja didesnisvandeniu neprisotintas dirvožemio sluoksnis. Jis akumuliuoja (sulaiko) daugiau vandens, lyginant su nesausintais plotais. Dėl to įvyksta „vėlavimas“ prietakoje į upes. Pasiekus prisotinimo ribą, įvyksta staigi „iškrova“ ir daugiau vandens patiekiama į hidrografinį tinklą.

Sausinimo poveikis upelių nuotėkiui yra ryškesnis mažuose baseinuose. Kuo didesnis baseinas, tuo mažesnis sausinimo poveikis suminiam nuotėkiui. Didėjant baseinui nuotėkio režimą daugiau lemia gilesnių vandeningųjų sluoksnių požeminiai, o ne drenažo vandenys. Lagzdins et. al., (2012), taip pat Deelstra et. al., (2014) nustatė, kad didėjant baseino plotui keičiasi ir tirpių azotinių medžiagų išplova: iš didesnio ploto pritekančiame upelių vandenyje mineralinio azoto koncentracijos būna mažesnės. Tai paaiškinama didesniu gruntinio vandens prietakos poveikiu. Drenažo vanduo praskiedžiamas požeminiais vandenimis, nes šie vandenys turi didesnį denitrifikacijos, o tuo pačiu ir azoto sulaikymo potencialą. Požeminių vandenų poveikis išryškėja ir per nuotėkio variaciją. Pvz. mažų drenuotų baseinų (plotas iki 20 km2) upelių nuotėkio pokyčių staigumas (*angl. flashiness*), kai didelis nuotėkis intensyviai kaitaliojasi su mažu, mažesnis ten, kur didesnis maitinimas požeminiais vandenimis (Deelstra et. al., 2014).

Drenuotų plotų hidrologinis režimas labai priklauso ir nuo drenažo įrengimo techninių charakteristikų: *drenavimo gylio ir drenavimo atstumo*. Nustatyta (Nangia et. al., 2010), kad sumažinus drenavimo atstumą, pvz. nuo 15 iki 9 m., metinis drenažo nuotėkis priemolio dirvožemyje padidėja 50%, o nuo 40 iki 27 m. - 35%. Padidinus drenavimo gylį nuo 0.9 iki 1.5 m. nuotėkis padidėja 25%. Šie pokyčiai yra betarpiškai susiję su padidėjusia požeminio vandens prietaka į drenažą. Drenavimo gylio ir atstumo charakteristikos yra tarpusavyje susijusios. Jos skaičiuojamos įvertinus dirvožemio granuliometrines charakteristikas, kritulių kiekį, reljefą ir auginamų kultūrų savybes (šaknų sistemos ypatumus). Lietuvoje sausinimo norma (minimalus požeminio vandens depresinio paviršiaus tarp drenų gylis) skirtingais laikotarpiais turi būti: daržovėms – 0.30-1.2 m., javams – 0.25-0.90 m., daugiametėms žolėms – 0.25-0.80 m. (Urbonas, 1998).

Paskutinių metų tyrimai (Povilaitis, 2014), kai buvo analizuojami 20-ies sezoninių ir metinių, taip pat maksimalių ir minimalių skirtingo laikotarpio parų nuotėkio, jo tūrio, įvykių laiko, trukmės ir dažnumo parametrų pokyčiai 1940-1990 metų laikotarpiu ir jų sąveika su sausinimų plotų dinamika įvairaus dydžio Mūšos, Lėvens, Dotnuvėlės, Obelies (Nevėžio baseinas) ir Šušvės upių baseinuose (A=167-2290 km2), parodė, kad drenažu sausinamų plotų didėjimas upių baseinuose „pavėlina“ maksimalaus metinio nuotėkio įvykius, taip pat „pailgina“ maksimalaus nuotėkio trukmę ir sumažina minimalaus nuotėkio įvykių skaičių. Pirmųjų dviejų pokyčių priežastys yra sietinos su aukščiau paminėtu „kempinės“ principu, kai sausinamas dirvožemis geba daugiau akumuliuoti kritulių ar sniego tirpsmo vandens ir vėliau didesniais kiekiais jį „atpalaiduoti“. Minimalaus upių nuotėkio įvykių sumažėjimas, kai stebimas didesnis nuotėkis sausmečio laikotarpiais, sietinas su padidėjusia požeminio vandens prietaka. Todėl akivaizdu, kad *drenažas ir jo vandens nuvedimui iškasti melioracijos grioviai keičia vandens apykaitą dirvožemyje sukurdami trumpesnį požeminio vandens prietakos į paviršinius vandenis kelią*. Panašūs rezultatai buvo gauti Vadas et al. (2007) ir King et al. (2009) darbuose.

# 2. ŽMOGAUS POVEIKIS DRENAŽO VANDENS KOKYBEI

Veikiant skirtingiems veiksniams drenažo vandenyje nitratinio azoto (NO3-N) koncentracijos Lietuvoje svyruoja nuo 2 iki 20 mg/l, amonio azoto (NH4-N) – nuo 0.02 iki 1.5 mg/l, bendrojo fosforo nuo 0.05 iki 0.25 mg/l (40-70% jo kiekio sudaro ortofosfatinis fosforas). Su drenažo nuotėkiu į paviršinius vandenis per metus patenka nuo 5 iki 40 (kartais siekia 100) kg/ha bendrojo azoto (didžioji jo dalis - NO3 forma) ir nuo 0.05 iki 0.40 kg/ha bendrojo fosforo (Povilaitis, 2000; Bučienė, 2003; Rudzianskaitė ir Misevičienė, 2005; Misevičienė, 2006; Kutra ir Gaigalis, 2007; Pranckietis ir kt., 2013).

Drenažas pašalindamas drėgmės perteklių dirvožemyje padidina deguonies kiekį jame. Tai paspartina mineralizacijos procesą, kurio metu susidariusios biogeninės ir kitos tirpios medžiagos kartu su vertikalia kryptimi besifiltruojančiu kritulių vandeniu greičiau pašalinamos iš dirvožemio. *Net nevertinant kitų veiksnių poveikio, pats drenažo atsiradimas savaime sukuria sąlygas didesnei biogenų (daugiausia NO3-N) išplovai iš dirvožemio* (Skaggs et. al., 1994; Blann et. al., 2009).

Dėl didesnio vandeningumo ir augalų vegetacijos savybių (augalų suvartojamo tirpių mineralinių junginių kiekio) šių medžiagų išplova drenažu ir prietaka į paviršinius vandenis yra didesnė anksti pavasarį ir vėlų rudenį, taip pat žiemą, kai vyrauja teigiama oro temperatūra. Šie laikotarpiai vadinami „*kritiniais*“ vertinant biogeninių medžiagų išplovą drenažu. Tuo metu, skirtingai nei augalų vegetacijos laikotarpiu, biogenų kiekis dirvožemyje padidėja 2-5 kartus (Burt et. al., 1993; Tunney et. al., 1997) ir gali būti lengvai pašalinamas iš dirvožemio.

Skirtinga biogeninių medžiagų išplova (kg/ha) stebima *vandeningais ir sausais* metais. Didžioji dalis tyrėjų pažymi aiškią tiesioginę priklausomybę tarp didelio vandeningumo ir didelės azoto išplovos. Atskirų liūčių sukeltas nuotėkis dažnai sutampa su didžiausia išplova. Todėl akivaizdu, kad dirvožemio *hidrologinis režimas yra labai svarbus vertinant drenažinio vandens kokybę*.

Pagal *nuotėkio genezę* drenažo nuotėkis vidutinio vandeningumo metais sudaro apie 20% iškritusių kritulių kiekio. Vandeningais metais šis santykis siekia apie 40%, o sausais – 7-10% (Bučienė ir Gaigalis, 2012). Upelių, kurių baseinuose yra 80-100% drenuotų žemės ūkio naudmenų, drenažo nuotėkis sudaro 60-70% suminio metinio nuotėkio tūrio (Juozapaitis, 1976). Azoto ir fosforo junginių išplovai drenažu nemažą įtaką daro ir šių medžiagų kiekiai krituliuose. Nustatyta (Ulevičius ir kt., 2009; Bučienė ir Gaigalis, 2012), kad Lietuvoje šlapių iškritų pavidale per metus ant žemės paviršiaus patenka 5-12 kg/ha amonio azoto, 3-6 kg/ha nitratinio azoto ir 0.1-0.3 kg/ha ortofosfatinio fosforo (PO4-P).

Drenuotuose plotuose biogeninių medžiagų *pernaša paviršiniu nuotėkiu ir drenažu* pasiskirsto labai nevienodai. Įvairių tyrimų (Kvaerno, 2013; Bechmann, 2014) rezultatai rodo, kad bendrojo fosforo metiniai kiekiai (kg/ha) drenažo vandenyje nuo 3 iki 12 kartų yra mažesni nei dirvos paviršiumi atitekančiame vandenyje. Skendinčiųjų medžiagų pernašos pobūdis yra panašus – drenažo vandenyje jų kiekiai nuo 2 iki 11 kartų yra mažesni. Tačiau ortofosfatinio fosforo drenažo vandenyje gali būti nuo 1.5 iki 20 kartų daugiau nei žemės paviršiumi atitekančiame vandenyje. Bendrojo azoto metinė išplova (kg/ha) drenažu taip pat būna nuo 5 iki 20 kartų, o nitratinio azoto net iki 10-30 kartų didesnė nei žemės paviršiumi atitekančiame vandenyje. Bendrojo azoto vidutinės metinės koncentracijos drenažo vandenyje būna nuo 2 iki 4 kartų didesnės nei paviršiniame vandenyje. Šiuos dėsningumus lemia tai, kad fosforas paviršiniu nuotėkiu yra pernešamas adsorbuotoje formoje, o drenažu tirpioje. Paviršiniame kelių centimetrų dirvožemio sluoksnyje fosforo yra daugiausia. Tirpaus ir labai mobilaus azoto daugiau yra pačiame dirvožemyje nei jo paviršiuje, todėl drenažu jo išplaunama daugiau nei paviršiniu nuotėkiu.

Azoto ir fosforo junginių išplovą *skirtingos granuliometrinės sudėties dirvožemiuose* lemia skirtinga sorbuojamų bazių suma. Ji nusako sorbcines dirvožemio savybes arba gebėjimą sulaikyti įvairias medžiagas. Sorbavimo galią turi ne visa dirvožemio masė, bet tik jo dalis, sudaryta iš smulkiausių (0.001-0.00025 mm) dalelių - koloidų. Kuo didesnis koloidų kiekis, tuo didesnė sorbavimo galia. Šiuo požiūriu didžiausią sorbcinį potencialą turi molio, o mažiausią smėlio ir organiniai (durpiniai) dirvožemiai.

Tirpūs azoto ir fosforo junginiai yra anijonai, turintys neigiamą krūvį. Dirvožemio dalelės pasižymi tokiu pat krūviu, todėl biogenų sulaikymo geba dirvožemyje yra nedidelė. Smėliniuose dirvožemiuose geresnės aeracijos sąlygos ir intensyvesnė organinių medžiagų mineralizacija. Ten greičiau formuojasi tirpūs azoto junginiai (NO3 ir NH4), kurie silpnai sorbuojami ir todėl lengvai išplaunami. Moliniuose dirvožemiuose intensyvesnė denitrifikacija, todėl azoto išplovos komponentė sumažėja. Azoto išplovos su drenažo nuotėkiu santykinės vertės didėjant molio dalelių kiekiui tolygiai mažėja (žr. 2.1 lentelę). Pavyzdžiui, Burt ir kt. (1993), atlikę tyrimus eksperimentinėse aikštelėse nustatė, kad lengvo priemolio dirvožemyje azoto išplova drenažu svyravo nuo 34 iki 102 kg/ha, o tomis pačiomis sąlygomis, tačiau molio dirvožemyje tik 15-73 kg/ha per metus. Deja, šis skirtumas yra akivaizdus tik tuomet, kai paskleidžiamų mineralinių trąšų kiekis neviršijo 100 kg N/ha per metus. Didėjant trąšų kiekiui šie skirtumai pastebimai mažėjo. Tai rodo, kad ūkininkavimo poveikis išplovai yra taip pat svarbus.

A. Bučienės (2009) tyrimai atskleidė, kad drenažo nuotėkį ir molio dalelių kiekį ariamame sluoksnyje sieja stiprus atvirkštinis ryšys: nuotėkis mažėja didėjant molio dalelių kiekiui. Be to, didėjant dirvožemyje humuso kiekiui azoto išplova drenažu (dėl mineralizacijos) taip pat didėja.

Fosforo migracija dirvožemyje skiriasi nuo azoto (Dils and Heathwaite, 1999). Smėlinguose dirvožemiuose fosforo junginiai taip pat išplaunami, tačiau nustatyta, kad molingame dirvožemyje šis procesas intensyvesnis (Bučienė ir kt., 2000; Djodjic et al., 2004; Heckrath et al., 2008). Fosforas - reaktyvus elementas. Jis lengvai sorbuojamas prie aliuminio, geležies ar kalcio jonų. Ypač dideliais fosforo kiekiais pasižymi viršutinis 0-5 cm storio dirvožemio sluoksnis. Iš ten jis migruoja gilyn tirpių mineralinių ir organinių junginių pavidalu arba adsorbuotoje formoje (Uusitalo et al., 2001). Fosforo migracijai didžiausią įtaką turi vandens judėjimo dirvožemyje ypatumai. Sunkesnės granuliometrinės sudėties dirvožemiai pasižymi didesne drėgmės sulaikymo geba. Dėl to sumažėja sorbavimo galia, padidėja fosforo junginių tirpumas bei mobilumas. Be to, tokiuose dirvožemiuose gausu makroporų ir plyšių. Dėl nepakankamo kontakto su vandenyje esančiu fosforu sorbcija plyšiuose sumažėja. Iš viršutinių dirvožemio sluoksnių šis elementas greičiau migruoja į gilesnius, patenka į drenažą ar požeminius vandenis. Tokie dėsningumai lemia, kad fosforo išplovos santykinės vertės, didėjant molio dalelių kiekiui, tolygiai didėja (2.1 lentelė). Vienok, fosforas yra mažiau tirpus ir mobilus elementas nei azotas, todėl jo junginiai didesniais kiekiais į paviršinius vandenis patenka ne per drenažo sistemas, o kartu su paviršiniu nuotėkiu ir dirvožemio erozijos produktais.

*2.1 lentelė.**Dirvožemio granuliometrinės sudėties poveikio N ir P išplovai drenažu santykinės vertės*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Granuliometrinė sudėtis** | **Vertė** | |
| **N** | **P** |
| Smėlis | 1.00 | 0.30 |
| Rišlus smėlis | 0.90 | 0.40 |
| Priesmėlis | 0.80 | 0.50 |
| Smėlingas lengvas priemolis | 0.80 | 0.60 |
| Smėlingas sunkus priemolis | 0.70 | 0.60 |
| Vidutinio sunkumo priemolis | 0.70 | 0.70 |
| Sunkus priemolis | 0.70 | 0.70 |
| Dulkiškas priesmėlis | 0.60 | 0.70 |
| Durpė | 0.80 | 1.00 |
| Dulkiškas lengvas priemolis | 0.50 | 0.70 |
| Dulkiškas vidutinis priemolis | 0.50 | 0.70 |
| Dulkiškas sunkus priemolis | 0.40 | 0.80 |
| Smėlingas molis | 0.30 | 0.80 |
| Dulkiškas molis | 0.30 | 0.80 |
| Molis | 0.20 | 0.80 |

Vertinant *žemėnaudų poveikį* biogeninių medžiagų išplovai nustatyta, kad intensyvios žemdirbystės plotai su besikeičiančia žemės danga turi didesnį azoto išplovos potencialą nei natūralios augalijos plotai. Visuotinai pripažįstama, kad drenažu išplaunami tik tie N ir P kiekiai, kurie nepanaudojami augalų, t.y. susidarę viršijant augalų poreikį kai dirvožemyje sukaupiamas šių medžiagų perteklius. Daugiausia nitratinio azoto išplaunama iš kaupiamųjų augalų (bulvės ir kt.) laukų, taip pat auginant rapsus. Kiek mažiau išplaunama auginant vasarines ir žiemines grūdines kultūras. Daug mažiau išplaunama auginant pirmų ir antrų metų daugiametes žoles ariamoje žemėje, o mažiausios mineralinio azoto koncentracijos nustatytos drenažo vandenyje, ištekančiame iš daugiamečių pievų ir ganyklų plotų. Šiuos dėsningumus atitinkamai galima išreikšti tokiu vidutinių nitratinio azoto koncentracijų drenažo vandenyje santykiu 7.5 : 6.2 : 4.7 : 1.0 (Bučienė, 2009). Deja, suarus daugiamečių žolių plotus ir paverčiant juos ariama žeme, azoto išplova padidėja nuo 5 iki 10 kartų (Povilaitis, 2000).

Skirtingai azotui, didžiausią fosforo išplovos potencialą turi pievų ir ganyklų plotai su daugiametėmis žolėmis. Bendrojo fosforo išplova daugiamečių žolių (ganyklų) plotuose būna nuo 40 iki 70% didesnė nei kitų augalų laukuose. Daugiametės žolės pasižymi savybe iškelti iš podirvio fosfatus ir taip apsirūpinti jais kaip maistine medžiaga. Taip žolinė augalija savo šaknų sistemos dėka padidina mažai tirpių fosforo junginių (ypač kalcio fosfatų) tirpumą ir pagausina mobilių jo formų kiekį dirvožemyje ir drenažo vandenyje. Be to, daugiamečių žolių šaknų sistema sukuria daug makroporų, per kurias vyksta didžioji fosforo junginių migracija iš viršutinių dirvožemio sluoksnių į apatinius (McDowell and Monaghan, 2002; Kutra ir Aksomaitienė, 2003; Bučienė, 2003; Edwards and Withers, 2007; Worrall and Burt, 1999; Šileika et al., 2006; Šmitienė, 2008; Povilaitis, 2008; Shrestha et al., 2008; Ulen and Mattsson, 2003).

Vertinant *ūkininkavimo poveikį* nustatyta (Bergstrom and Brink, 1986), kad azoto išplova drenažu būna nežymi, kai paskleidžiamų azotinių trąšų kiekis neviršija 100 kg N/ha per metus. Tai sąlygoja palyginti didelis augalų paimamas azoto kiekis. Pvz. grūdinės kultūros gali suvartoti nuo 60 iki 120 kg N/ha, o daugiametės žolės net 120-200 kg N/ha per metus. Tačiau viršijus šiuos trąšų kiekius azoto nuostoliai dirvožemyje staigiai didėja ir išplova drenažu būna didesnė 2-4 kartus. Tai rodo, kaip svarbu tinkamai nustatyti trąšų kiekius ir įvertinti medžiagų sudėtį dirvožemyje. Šiuos procesus taip pat lemia vandeningumo sąlygos.

Ekologinio ūkininkavimo sąlygos, lyginant su tradiciniu ūkininkavimu, neįrodo didelio pranašumo vertinant azoto ir fosforo išplovas drenažu. Didžiausi skirtumai tarp skirtingų ūkininkavimo sąlygų gaunami tik mažo ir vidutinio vandeningumo metais. A.Bučienė (žr. 2.2 lentelę; 2009) nustatė, kad vandeningais metais nėra esminių skirtumų tarp nitratinio azoto išplovų ekologiniame ir intensyvaus ūkininkavimo ūkiuose, kur vyrauja našūs ir turtingi azotu dirvožemiai ir kur taikomos optimalios trąšų normos, o bendrojo fosforo išplova labiau priklauso nuo dirvožemio turtingumo fosforu, nei nuo tręšimo.

*2.2 lentelė. Vidutinė nitratinio azoto (NO3-N) ir bendrojo fosforo (Pbendr) išplova drenažu (kg/ha) glėjiškuose karbonatinguose dirvožemiuose tradicinio ir ekologinio ūkininkavimo sąlygomis skirtingo vandeningumo metais (Dotnuva, 1995-2005 m.; Bučienė 2009)*

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Metai pagal vandeningumą | INT | | INTEG | | EK | | DŽ | | | K | |
| NO3-N | Pbendr | NO3-N | Pbendr | NO3-N | Pbendr | NO3-N | Pbendr | NO3-N | | Pbendr |
| Vidutiniai | 36.9 | 0.12 | 21.0 | 0.11 | 20.2 | 0.09 | 4.2 | 0.14 | 12.7 | | 0.11 |
| Sausi | 13.6 | 0.08 | 14.8 | 0.06 | 4.7 | 0.11 | 3.1 | 0.13 | 3.6 | | 0.10 |
| Vandeningi | 69.9 | 0.44 | 68.0 | 0.44 | 69.1 | 0.32 | 4.0 | 0.44 | 61.5 | | 0.26 |

INT – intensyvus ūkininkavimas ariamoje žemėje naudojant mineralines trąšas; INTEG – intensyvus ūkininkavimas ariamoje žemėje naudojant mineralines ir organines trąšas; EK – ekologinis ūkininkavimas ariamoje žemėje naudojant tik organines trąšas (mėšlą), DŽ – daugiametės žolės naudojant mineralines trąšas; K – kontrolinė sistema ariamoje žemėje nenaudojant trąšų.

Azoto išplovai drenažu labai svarbus yra organinių medžiagų kiekis dirvožemyje. Joms mineralizuojantis padidėja tirpių azoto formų, kurios yra lengvai pašalinamos. Dowdell ir kt. (1987), atlikę tyrimus su 15N izotopais, nustatė, kad drenažo vandenyje mineralinių trąšų azotas sudaro tik mažą išplaunamo azoto dalį. Didžiausią dalį sudaro dirvožemyje esantis mineralinis azotas, susiformuojantis irstant organinei medžiagai. Panašių tyrimų rezultatai Lietuvoje parodė, kad priklausomai nuo mineralinių trąšų kiekio, pirmaisiais įterpimo metais jų išsiplauna nuo 2.2 iki 17.2%, o antrais – tik 1.5-5.0% įterpto azoto kiekio (Tripolskaja, 2005). Taigi, didelę nitratinio azoto išplovą per drenažą skatina pvz. ankstyvas mėšlo užarimas, kai prasideda ilgas lietingas rudens sezonas. Jei augalai tuo metu jo nepanaudoja, susidaręs nitratų perteklius greitai patenka į drenažą. Tai patvirtina ir daugiamečiai tyrimų duomenys (Tripolskaja ir kt., 2002), pagal kuriuos nitratų koncentracija reikšmingai padidėja po rudeninio mėšlo įterpimo. Tuomet, rudens–žiemos laikotarpiais, ji gali siekti net 600–700 mg NO3/l. Pažymėtina tai, kad tokios didelės NO3 koncentracijos drenažo vandenyje gali laikytis 2–3 mėnesius. Tai rodo, kad iš rudens įterptų organinių trąšų ir dirvožemio organinės medžiagos irimas vyksta esant ir neaukštai (+2+5oC) dirvožemio temperatūrai.

Vertinant fosforo trąšų poveikį jo išplovai drenažu yra žinoma, kad skirtingi augalai sunaudoja iki 60 kg P/ha per metus. Panašūs P kiekiai standartiniam derliui pasiekti gali būti paskleidžiami kartu su mineralinėmis bei organinėmis trąšomis. Tačiau Lietuvos dirvožemiai turi nedaug fosforo (fosforingais vadinami tik tie, kurie judriojo fosforo turi daugiau kaip 150 mg/kg ir kurių yra tik 29.3%; Mažvila ir kt., 2011), todėl tręšimo poveikis jo išplovai drenažu nėra labai ryškus ir problemiškas, o žemdirbystės intensyvumas fosforo išplovai didelės įtakos neturi. Judriojo fosforo padidėjimas dirvožemyje dėl tręšimo mineralinėmis ir organinėmis trąšomis įvyksta tik po tam tikro laikotarpio, kurio trukmė priklauso nuo paskleidžiamų trąšų kiekio ir tręšimo trukmės. Atlikti tyrimai parodė (Tripolskaja, 2005), kad tręštame mėšlu priesmėlio dirvožemyje ryškesni judraus fosforo pokyčiai įvyko tik 10-12-siais tręšimo metais. Judriojo fosforo akumuliacija vyksta tik tuomet, kai fosforo kompensavimo trąšomis koeficientas yra 180-200%. Tik esant tokioms sąlygoms, dirvožemis „prisotinamas“ judriaisiais fosforo junginiais ir dalis jų migruoja į poarmeninius sluoksnius iki 60-100 cm gylio. Vienok, pasaulinė patirtis rodo (Sharpley and Rekolainen, 1997), kad fosforinguose ir kasmet fosforu tręštuose (30-50 kg P/ha) laukuose, lyginant su netręštais, bendrojo fosforo išplova (kg/ha) drenažo vandenyje gali padidėti nuo 1.5 iki 5 kartų. Deja ji sudaro tik 1.5-2.0% nuo paskleistų trąšų kiekio, o didžiausi išplovos skirtumai gaunami daugiamečių žolių plotuose. Paviršiniu nuotėkiu bendrojo fosforo nuostoliai yra daug didesni ir siekia iki 10-17% paskleistų trąšų kiekio. Taip pat nustatyta (Nielsen and Kristensen, 2005), kad fosforo nuostoliai dirvožemyje, pvz. Danijos gyvulininkystės ūkiuose, kur dirvožemiai persotinti fosforu, labai priklauso nuo auginamų galvijų rūšies: didžiausios šio elemento išplovos būna iš lauke auginamų kiaulių plotų, o mažiausios – iš ekologinių karvių fermų.

Taikant sumažintą (kai arimas keičiamas seklesniu žemės dirbimu lėkštaisiais padargais ar sunkiaisiais kultivatoriais) arba neariminį-nulinį (kai sėjama specialiais agregatais tiesiog į ražienas) žemės dirbimą nustatyta (Baigys, 2008), kad sumažintas žemės dirbimas ar tiesioginė sėja vietoj tradicinio žemės arimo rudenį nuo 1.6 iki 2.2% sumažina ariamojo ir poarmeninio dirvožemio sluoksnių poringumą, palaiko 5-11% didesnį dirvožemio tankį, taip pat sumažina laidumą vandeniui ir vandens atsargas. Viršutiniame 0-20 cm dirvožemio sluoksnyje filtracijos koeficientas būna mažesnis 5-8 kartus. Vasaros laikotarpiais sumažinto ar neariminio žemės dirbimo atvejais vandens atsargos viršutiniame dirvožemio sluoksnyje būna mažesnės nuo 8 iki 40%, rudenį – nuo 12 iki 40%, pavasarį – 5-7%. Tačiau lyginant su tradiciniu dirbimu, nitratinio ir bendrojo azoto kiekiai sumažinto dirbimo dirvožemiuose būna mažesni. Vidutinio drėgnumo ir sausais metais drenažo vandenyje sumažinto žemės dirbimo atvejais nitratinio azoto vidutinės koncentracijos yra atitinkamai 14.0% ir 17.6%, o vėlai rudenį – net 30% mažesnės nei tradicinio žemės dirbimo plotuose. Sausais metais sumažinto žemės dirbimo plotuose rudens-žiemos laikotarpiais nitratinio azoto išplova yra 33% mažesnė nei tradiciniuose žemės dirbimo plotuose. Vandeningais ir vidutinio drėgnumo metais dėl sumažinto žemės dirbimo nitratinio azoto išplaunama vidutiniškai 45-55% mažiau lyginant su tradiciniu žemės dirbimu.

Visai skirtingi dėsningumai dėl sumažinto žemės dirbimo būdingi fosforui. Nustatyta, kad žemės nedirbant šio elemento koncentracija drenažo vandenyje padidėja 3-4 kartus (Gužys ir kt., 2008).

Vertinant *gyvulininkystės kompleksų poveikį* drenažo vandens kokybei nustatyta (Strusevičius ir kt., 2009), kad, pavyzdžiui, Šušvės upės aukštupyje (netoli Šiaulėnų miestelio, kur nuo 1978 m. veikia kiaulininkystės įmonė UAB „Litpirma“ ir kur per metus išauginama apie 25,0 tūkst. vnt. mėsinių bekonų ir susidaro po 58,0 tūkst. m3 organinių trąšų - srutų, skystojo dumblo ir tirštosios mėšlo frakcijos, kurios skleidžiamos aplinkiniuose žemės ūkio laukuose) pastebimas neigiamas drenažo vandens, ištekančio iš tręšiamų laukų poveikis upės vandens kokybei vertinant išnešamus azoto, fosforo bei kalio (NPK) kiekius. Drenažinis vanduo, ištekantis iš šių laukų (728 ha), kasmet į upę atneša vidutiniškai 11.4 t azoto, 0.073 t fosforo ir 5.53 t kalio. Vidutinė metinė bendrojo azoto ir kalio koncentracija padidėja 0.1-0.2; o fosforo 0.003 mg/l. Tačiau skaičiuojant Šušvės pernešamus NPK kiekius gauta, kad 2002-2007 m. tiriamajame upės ruože bendrojo azoto padidėjo vidutiniškai 83 t/metus, arba 58 %, kalio - 51 t/metus, arba 54%, o mažiausiai - bendrojo fosforo – 1.2 t/metus, arba 48%. Visi teršalai, kurie patenka į upę tiriamajame ruože, išplaunami šaltuoju laikotarpiu (nuo 60% (bendrasis fosforas) iki 88% (bendrasis azotas), kai nėra augalų. Išplaunamiems NPK kiekiams turi įtakos metų vandeningumas.

Iš ankstesnių tyrimų taip pat žinoma, kad Lielupės, Ventos ir Dauguvos UBR vyrauja kiaulininkystės įmonės, kur sąlyginis (sutartinis) galvijų skaičius (SG) svyruoja nuo 300 iki 3900. Organinių trąšų skystojoje frakcijoje BDS7 siekia 6000-9000 mgO2/l, bendrojo azoto kiekis – 1000-1400 mg/l, bendrojo fosforo 200-300 mg/l, kalio – 400-600 mg/l, sausųjų medžiagų iki 10 g/l. Negausūs drenažinio vandens tyrimų duomenys rodo, kad skirtingais laikotarpiais šių įmonių poveikis yra ženklus, tačiau pernešamų medžiagų vidutinės metinės koncentracijos dažniausiai neviršija leistinųjų. Medžiagų perteklių drenažo vandenyje sąlygoja tręšimo normos ir augalų vegetacijos fazės dėl kurių keičiasi elementų balansas dirvožemyje. AB „Sidabra“ (Lielupės UBR, Mūšos pabaseinis, Joniškio r. Satkūnų sen., SG=3980) į 200 ha plotą kasmet išlaisto 900 m3 srutų. Laistomuose laukuose nustatyta, kad prasidėjus tręšimui, lyginant su sąlygomis iki tręšimo, drenažo nuotėkyje 9 kartus padidėja organinių medžiagų, 11 kartų bendrojo fosforo ir 5 kartus kalio kiekiai (Gaigalis ir kt., 2001). Bendrojo azoto ir chloro kiekiai reikšmingai nesikeičia, tačiau nuo 2 iki 8 kartų padidėja skendinčių medžiagų koncentracijos. BDS7 tuomet siekia iki 25 mgO2/l, bendrojo fosforo koncentracija – iki 0.95 mg/l, bendrojo azoto – 56 mg/l, kalio – 26 mg/l, chloro – 74 mg/l, skendinčių medžiagų – 82 mg/l. Intensyviu augalų vegetacijos laikotarpiu koncentracijos sumažėja. Tai būdinga organinių medžiagų ir bendrojo azoto kiekiui. Nors skirtingais laikotarpiais kai kurių elementų koncentracijos yra didelės, tačiau vidutinės, įvertinus viso sezono matavimus, neviršija leistinųjų. Pertekliumi išsiskiria tik bendro azoto koncentracijos. Vidutiniškai per laistymo sezoną (balandžio-lapkričio mėnesiais) skendinčių medžiagų koncentracijos siekia 42 mg/l, BDS7 – 6 mg/l, bendrojo azoto – 39 mg/l, bendrojo fosforo – 0.55 mg/l, kalio – 13 mg/l, chloro - 60 mg/l.

Teršiančių medžiagų didžiausia leistina vidutinė metinė koncentracija iš skystomis organinėmis trąšomis laistomų laukų drenažo sistemų vandenyje neturi viršyti: BDS5-20 mgO2/l (BDS7-23 mgO2/l), bendrojo fosforo – 2 mg/l, bendrojo azoto - 15 mg/l, amonio azoto – 5 mg/l, nitritų azoto – 0,3 mg/l, o į dirvą per metus patenkančio bendrojo azoto kiekis - 170 kg/ha („Aplinkosaugos reikalavimai mėšlui tvarkyti“ LAND 050711-5). Aukščiau pateikti rezultatai nustatyti tada, kai AB „Sidabra“ laukuose bendrojo azoto pateko 594 kg/ha. Tai yra pagrindinė azoto pertekliaus drenažo vandenyje priežastis, rodanti būtinumą laikytis tręšimo normų reikalavimų. Laikantis tręšimo normų koncentracijos neviršija leistinųjų.

*2.3 lentelė. Azoto ir fosforo išplova drenažu organinėmis trąšomis tręštuose laukuose*

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **Tyrimų vieta ir laikotarpis** | **Dirvožemio tipas ir granuliometrinėsudėtis** | **Augalai** | **Tyrimo sąlygos** | **Organinių trąšų kiekis** | **Koncentracija**  **(mg l-1)arba išplova (kg ha-1) drenažo vandenyje** | **Literatūros šaltinis** |
| Josvainiai, Kėdainių r.  55°16'N;23°49'E  1976–1977 | *Endocalcari-Endohypogleyic Cambisols*  Sm. priemolis | D. žolės | Srutos | 240 kg N ha-1  360 kg N ha-1  480 kg N ha-1  600 kg N ha-1 | Nmin Pbendr  0.84 0.42  1.30 0.95  2.51 0.58  3.89 0.99 | Aksomaitienė ir kt. 1978 |
| Juodkiškis,  Kėdainių r.  55°16'N;24°1'E  1990–1993 | *Endocalcari-Endohypogleyic Cambisols*  Sm. priemolis | Pašarinės kult.  Miežiai  Žieminiai  Dobilai  Kukurūzai | Srutos | N160P18K114  N80P9K57  N160P18K114  N200P22K142 | NO3-N PO4-P  10–14 0.04–0.11 | Stukonytė 1996 |
| Juodkiškis,  Kėdainių r.  55º17'N;24º1'E  1990–1993 | *Endocalcari-Endohypogleyic Cambisols*  Sm. priemolis | D.žolės | Srutos  D. atstumas:  20 m  15 m  10 m | Paskleista 200x3 m3 ha-1 | Nbendr Pbendr  13.9 0.34  9.8 0.12  9.9 0.13 | Aškinis et al. 1999 |
| Juodkiškis,  Kėdainių r.  55º17'N;24º1'E  1995–1997 | *Endocalcari-Endohypogleyic Cambisols*  Sm. priemolis | Daržovės | Srutos+min.  trąšos  Mineralinės trąšos | 40+N60P90K120  80+N60P90K120  120+N60P90K120  N60P90K120 | kgNha-1 kgPha-1  18–45 0.10–0.39  21–33 0.14–0.27 | Cizauskiene et al. 1998;  Čižauskienė & Miseviciene 2001 |
| Juodkiškis,  Kėdainių r..  55º17'N; 24º1'E  1995–1998 | *Endocalcari-Endohypogleyic Cambisols*  Sm. priemolis | C.runkeliai | Skystas  mėšlas | N232P75K230 | 32.1 0.10 | Aškinis & Misevičiene 2003;  Misevičienė 2004, 2005, 2006, 2007 |
| Miežiai + d. žolių įsėlis | N44P39K63 | 6.2 0.04 |
|  | N0P0K0 | 11.0 0.05 |
| V. rapsas | N66P33K108 | 26.3 0.10 |
| Juodkiškis,  Kėdainių r.  55º17'N; 24º1'E  1999–2003 | *Endocalcari-Endohypogleyic Cambisols*  Sm. priemolis | V. kviečiai Kviečiai + įsėlis | Tirštas  mėšlas | N62P29K103 | 8.6 0.01 |
| R. dobilai | N41P16K29 | 28.5 0.04 |
| R. dobilai | N74P32K80 | 4.8 0.03 |
| C. runkeliai | N198P74K238 | 20.6 0.03 |
| V. rapsai | N67P56K59 | 0 0 |
| Pakruojo r..  55°56'N;23°44'E  Kėdainių r..  55°23'N;23°49'E  2008–2012 | *Endocalcaric*  *Cambisols* Sm. priemolis /priemolis  *Endocalcari-Epihypogleyic Cambisols*  Sm. priemolis | Kukurūzai pašarui | Tirštas  mėšlas  Tirštas  mėšlas | 169 kg N ha-1  30 kg P ha-1 | Nbendr Pbendr  mg L-1 mg L-1  0.4–20 0.01–0.24  3.0–24 0.02–0.46 | Misevičienė 2012, 2013a, 2013b |

Panašūs dėsningumai nustatyti ir UAB „Skabeikių agrofirma“ (Ventos UBR, Ventos pabaseinis, Akmenės r. Papilės sen., SG=910) srutomis laistomuose laukuose. Iš laukų ištekančiame drenažo vandenyje nitratinio azoto koncentracijos padidėja nuo 2 iki 12, o bendrojo azoto 2-7 kartus (Gaigalis ir kt., 2004). Kitų elementų didėjimo pokyčių vandenyje nenustatyta. Nors azoto junginių dėl organinių trąšų paskleidimo drenažo vandenyje padaugėja, tačiau viso sezono matavimų vidurkiai leistinų normų neviršija.

ŽŪB „Bariūnai“ žemės ūkio plotuose (Lielupės UBR Mūšos pabaseinis, Joniškio r. Saugėlaukio sen., SG=820), kur intensyviai paskleidžiamos organinės trąšos, 2000-2008 metų laikotarpiu drenažo nuotėkyje NH4-N koncentracijos buvo vidutiniškai 3.3 karto, nitratinio ir bendrojo azoto – 1.5 karto, fosfatinio fosforo – 10, o bendrojo fosforo – 3.5 kartus didesnės nei kituose plotuose (VŪI duomenys). Nustatyta atvejų, kai PO4-P kiekiai skyrėsi nuo 55 iki 390 kartų, NH4-N - 62, NO3-N – 16, o bendrojo fosforo 34 kartus. Fosfatinio fosforo koncentracijos intensyviai tręšiamų laukų drenažo vandenyje atskirais atvejais siekė 7.56 mg/l; bendrojo fosforo – 9.3 mg/l; nitratinio, amoniakinio ir bendrojo azoto – atitinkamai 78.0; 17.0 ir 82.0 mg/l. Šie dydžiai daug kartų viršija leistinas ribas, tačiau vertinant tik vidutines metines koncentracijas, negalima teigti, jog gyvulininkystės komplekso veikla daro reikšmingą įtaką drenažu pernešamų medžiagų kiekiui. Vidutinės metinės NH4-N, NO3-N, Nbendr, PO4-P ir Pbendr koncentracijos atitinkamai yra 3.7; 4.9; 12.6; 0.79 ir 1.15 mg/l ir neviršija didžiausių leistinų koncentracijų pagal aukščiau paminėtus reikalavimus.

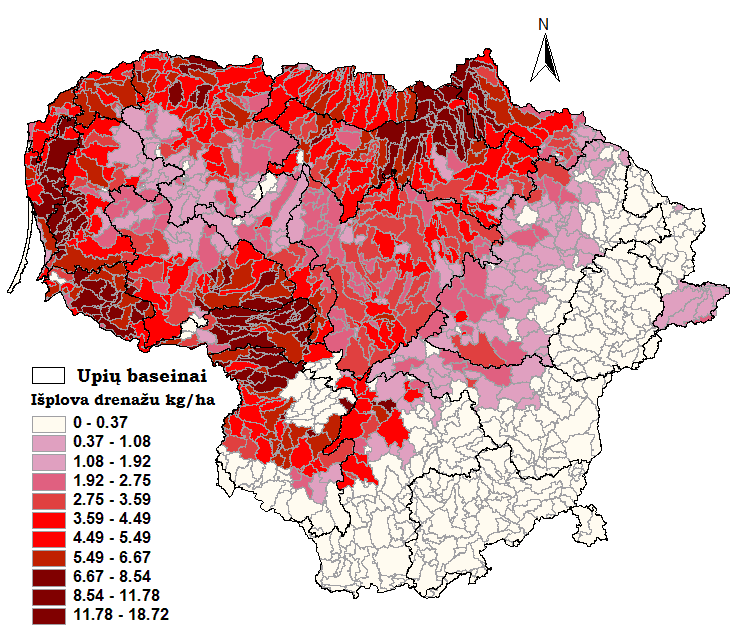
Lietuvoje organinėmis trąšomis iš gyvulininkystės kompleksų daugiausia tręšiami daugiamečių žolių ir pašarinių kultūrų plotai. Deja, pasitaiko atvejų, kai srutos išlaistomos daržovių ir grūdinių kultūrų laukuose. Siekiant sumažinti biogeninių medžiagų patekimą į požeminius ir paviršinius vandenis Čižauskienė ir Misevičienė (2001) nustatė, kad optimali srutų norma išlaistoma daržovių plotuose turi būti nedidesnė kaip 40 t/ha per metus. Labiausiai jautrūs azoto ir fosforo išplovai drenažu yra plotai, kuriuose paskleidžiamos srutos (Berzina, 2014). Taip pat žinoma (Misevičienė, 2002), kad srutų paskleidimas pavasarį sumažina azoto ir fosforo patekimą į drenažo sistemas atitinkamai 17% ir 36% lyginant su jų paskleidimu rudenį. Čižauskienės ir kt. (1998), taip pat Misevičienės (2006; 2012; 2013a; 2013b) darbais nustatyta, kad didžiausi NPK kiekiai patenka į drenažo sistemas tada, kai gyvulininkystės kompleksų organinės trąšos paskleidžiamos nevykstant augalų vegetacijai.

Įvairių tyrimų rezultatai, atskleidžiantys organinių trąšų paskleidimo poveikį drenažo vandens kokybei iš gyvulininkystės įmonių Pakruojo ir Kėdainių rajonuose pateikti 2.3 lentelėje.

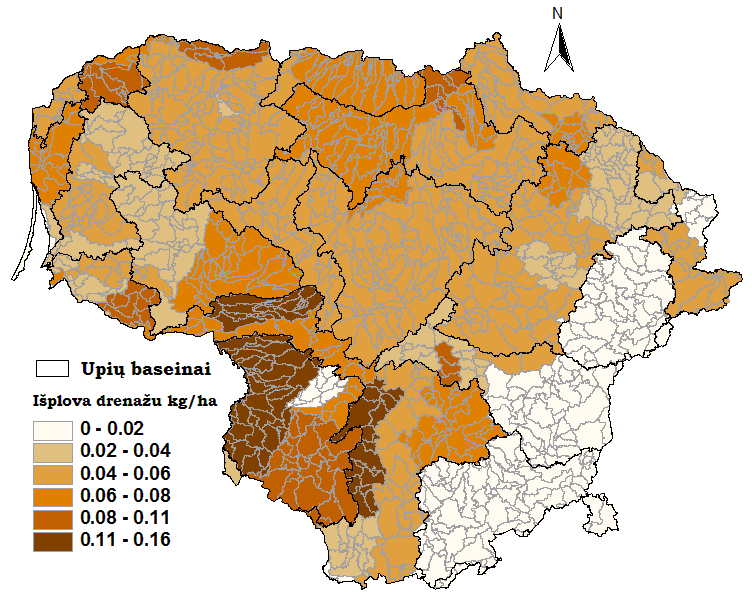
Iš aukščiau pateiktų mokslinių tyrimų rezultatų analizės matyti, kad žmogaus poveikis drenažinio vandens kokybei (dėl didelės ją sąlygojančių veiksnių įvairovės) nėra apibrėžtas labai aiškiais ir lengvai paaiškinamais dėsningumais. Gauti rezultatai kartais yra labai prieštaringi, nes žmogaus ūkinės veiklos poveikis drenažo vandens kokybei pasireiškia tamprioje sąveikoje su vietos gamtinių sąlygų įvairove. Daugelis čia paminėtų tyrimų atlikti nedideliuose plotuose siekiant išryškinti tik atskirų veiksnių poveikį. Tačiau visi tyrimai neleidžia abejoti ūkinės veiklos daromu neigiamu poveikiu. Per drenažo sistemas į paviršinius vandens telkinius patenka didesni nei nesausintuose plotuose tirpių mineralinių (ypač azoto) medžiagų kiekiai.

Siekiant nustatyti biogeninių medžiagų išplovą drenažu skirtinguose Lietuvos upių baseinuose ir upių baseinų rajonuose (UBR) buvo pritaikytas SWAT (Soil and Water Assessment Tool) modelis. Detalesnis šiuo modeliu modeliuojamų procesų aprašymas ir įvesties duomenys yra pateikti šios ataskaitos įvade paminėto projekto tarpinėje ataskaitoje (Interim report No.141278, 2014).

Įvertinus tradicines Lietuvos ariamoje žemėje taikomas augalų sėjomainas, taip pat įvairių žemės ūkio augalų vidutinį derlingumą, azoto ir fosforo kiekį krituliuose ir dirvožemyje, gyvulių skaičių, baseinų žemėnaudą ir tręšimo sąlygas (pvz.: azotinių mineralinių trąšų kiekis priimtas kintantis nuo 40 kg/ha - ankštiniams augalams iki 170 kg/ha - žieminiams rapsams ir fosforo trąšų – nuo 15 kg/ha įvairiems grūdiniams augalams iki 38 kg/ha kaupiamiesiems) pagal 1997-2012 metų meteorologines ir hidrologines sąlygas bei tradicinio drenažo (drenavimo gylis 1.1 m., atstumas tarp drenų – 24 m.) charakteristikas, SWAT modeliu buvo apskaičiuotos vidutinės metinės nitratinio azoto (NO3-N) ir tirpaus mineralinio fosforo (PO4-P) išplovos.



*2.1 pav. Nitratinio azoto vidutinė metinė išplova drenažu upių baseinuose*



*2.2 pav. Tirpaus mineralinio fosforo vidutinė metinė išplova drenažu upių baseinuose*

Pagal modeliavimo rezultatus matyti (2.1 pav.), kad didžiausiomis NO3-N išplovomis drenažu (5-18 kg/ha) pasižymi Mūšos, Lielupės ir Nemuno (žemiau Kauno m.) mažųjų intakų, taip pat Pajūrio upių baseinų atskiros dalys. Kiek mažiau (1.0-4.0 kg/ha) azoto išplaunama Vidurio Lietuvoje – Nevėžio, Dubysos, taip pat Šešupės, Ventos ir Jūros upių baseinuose. Mažiausiai (iki 1.0-2.0 kg/ha) azoto drenažu išplaunama Neries baseino upių, taip pat Merkio upės ir Nemuno mažųjų intakų bei Dauguvos upių baseinuose. Tirpaus fosforo daugiausia netenkama (2.2 pav.) Šešupės, Nemuno mažųjų intakų, Bartuvos ir Pajūrio upių bei Mūšos upės baseinuose (0.06-0.16 kg/ha). Mažiausiai – Merkio ir Neries intakų upių baseinuose (iki 0.050 kg/ha). Detalesnė informacija apie sausinamus plotus ir jų būklę bei tirpių azoto ir fosforo junginių vidutinę metinę išplovą drenažu ir su tuo susijusias apkrovas kiekviename upių baseinų rajone (UBR) pateikta 2.4-2.14 lentelėse.

*2.4 lentelė. Sausinamų žemių plotas Nemuno UBR pabaseiniuose*

| **Pabaseinis** | **Bendras sausinamas plotas, ha** | **Bendro sausinamo ploto dalis nuo pabaseinio ploto, %** | **Blogos būklės sausinamų plotų dalis, %** | **Drenažu sausinamas plotas, ha** |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Žeimenos | 34580.78 | 12.5 | 19.4 | 33220.89 |
| Šventosios | 226789.89 | 33.4 | 10.1 | 221812.37 |
| Neries m. intakų | 86715.99 | 20.3 | 11.1 | 84262.67 |
| Nevėžio | 395372.18 | 64.4 | 8.7 | 385052.69 |
| Merkio | 54835.66 | 14.4 | 12.3 | 47780.63 |
| Nemuno m. intakų | 329789.12 | 35.9 | 8.6 | 317914.94 |
| Dubysos | 87789.14 | 44.7 | 6.52 | 85304.03 |
| Šešupės | 269723.55 | 56.5 | 6.8 | 265278.53 |
| Jūros | 193858.94 | 48.4 | 10.4 | 187101.49 |
| Minijos | 136731.59 | 46.5 | 8.9 | 129671.56 |
| Lietuvos pajūrio upių | 51879.86 | 47.2 | 7.8 | 49662.66 |
| Priegliaus | 1028.0 | 11.6 | 8.1 | 1027.0 |

*Šaltinis: Žemių melioracinės būklės GIS duomenų bazė Mel\_DB10LT (duomenys atitinka 2013 m. būklę)*

*2.5 lentelė. Nitratinio azoto išplova drenažu Nemuno UBR pabaseiniuose*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Vidutinė metinė išplova drenažu, kg/ha** | **Bendras kiekis, kg** |
| Žeimenos | 0.12 | 3986.5 |
| Šventosios | 0.94 | 208503.6 |
| Neries mažųjų intakų | 0.67 | 56456.0 |
| Nevėžio | 3.1 | 1193663.3 |
| Merkio | 0.15 | 7167.1 |
| Nemuno mažųjų intakų | 2.83 | 848436.9 |
| Dubysos | 2.79 | 237998.2 |
| Šešupės | 3.44 | 912558.1 |
| Jūros | 4.27 | 798923.4 |
| Minijos | 5.77 | 748204.9 |
| Lietuvos pajūrio upių | 7.31 | 363034.0 |
| Priegliaus | 0.15 | 154.1 |

*Šaltinis: SWAT modelio rezultatai*

*2.6 lentelė. Mineralinio fosforo išplova drenažu Nemuno UBR pabaseiniuose*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Vidutinė metinė išplova drenažu, kg/ha** | **Bendras kiekis, kg** |
| Žeimenos | 0.014 | 465.1 |
| Šventosios | 0.048 | 10647.0 |
| Neries m. intakų | 0.026 | 2190.8 |
| Nevėžio | 0.053 | 20407.8 |
| Merkio | 0.010 | 477.8 |
| Nemuno m. intakų | 0.075 | 22485.1 |
| Dubysos | 0.055 | 4691.7 |
| Šešupės | 0.113 | 29976.5 |
| Jūros | 0.062 | 11600.3 |
| Minijos | 0.046 | 5964.9 |
| Lietuvos pajūrio upių | 0.057 | 2830.8 |
| Priegliaus | 0.033 | 33.9 |

*Šaltinis: SWAT modelio rezultatai*

*2.7 lentelė. Sausinamų žemių plotas Lielupės UBR pabaseiniuose*

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Bendras sausinamas plotas, ha** | **Bendro sausinamo ploto dalis nuo pabaseinio ploto, %** | **Blogos būklės sausinamų plotų dalis, %** | **Drenažu sausinamas plotas, ha** |
| Lielupės mažųjų intakų | 134119.60 | 76.6 | 6.32 | 128254.53 |
| Mūšos | 336233.15 | 63.5 | 7.78 | 322849.66 |
| Nemunėlio | 95007.56 | 50.0 | 11.7 | 89539.83 |

*Šaltinis: Žemių melioracinės būklės GIS duomenų bazė Mel\_DB10LT (duomenys atitinka 2013 m. būklę)*

*2.8 lentelė. Nitratinio azoto išplova drenažu Lielupės UBR pabaseiniuose*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Vidutinė metinė išplova drenažu, kg/ha** | **Bendras kiekis, kg** |
| Mūšos | 5.5 | 1775673.1 |
| Nemunėlio | 5.1 | 456653.1 |
| Lielupės mažųjų intakų | 5.2 | 666923.6 |

*Šaltinis: SWAT modelio rezultatai*

*2.9 lentelė. Mineralinio fosforo išplova drenažu Lielupės UBR pabaseiniuose*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Vidutinė metinė išplova drenažu, kg/ha** | **Bendras kiekis, kg** |
| Mūšos | 0.069 | 22599.5 |
| Nemunėlio | 0.060 | 5372.4 |
| Lielupės mažųjų intakų | 0.073 | 9362.6 |

*Šaltinis: SWAT modelio rezultatai*

*2.10 lentelė. Sausinamų žemių plotas Ventos UBR*

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Bendras sausinamas plotas, ha** | **Bendro sausinamo ploto dalis nuo pabaseinio ploto, %** | **Blogos būklės sausinamų plotų dalis, %** | **Drenažu sausinamas plotas, ha** |
| Ventos | 254909.34 | 49.6 | 10.3 | 244039.85 |
| Bartuvos | 52715.99 | 70.4 | 1.45 | 50081.60 |
| Šventosios | 20909.87 | 53.6 | 3.57 | 17867.15 |

*Šaltinis: Žemių melioracinės būklės GIS duomenų bazė Mel\_DB10LT (duomenys atitinka 2013 m. būklę)*

*2.11 lentelė. Nitratinio azoto išplova drenažu Ventos UBR pabaseiniuose*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Vidutinė metinė išplova drenažu, kg/ha** | **Bendras kiekis, kg** |
| Šventosios | 4.84 | 849258.7 |
| Bartuvos | 4.90 | 245399.8 |
| Ventos | 3.48 | 849258.7 |

*Šaltinis: SWAT modelio rezultatai*

*2.12 lentelė. Mineralinio fosforo išplova drenažu Ventos UBR pabaseiniuose*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Pabaseinis** | **Vidutinė metinė išplova drenažu, kg/ha** | **Bendras kiekis, kg** |
| Šventosios | 0.056 | 1000.6 |
| Bartuvos | 0.084 | 4206.9 |
| Ventos | 0.052 | 12690.1 |

*Šaltinis: SWAT modelio rezultatai*

*2.13 lentelė. Sausinamų žemių plotas Dauguvos UBR*

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Baseinas | Bendras sausinamas plotas, ha | Bendro sausinamo ploto dalis nuo baseino ploto, % | Blogos būklės sausinamų plotų dalis, % | Drenažu sausinamas plotas, ha |
| Dauguvos | 53571.37 | 28.6 | 11.8 | 52714.55 |

*Šaltinis: Žemių melioracinės būklės GIS duomenų bazė Mel\_DB10LT (duomenys atitinka 2013 m. būklę)*

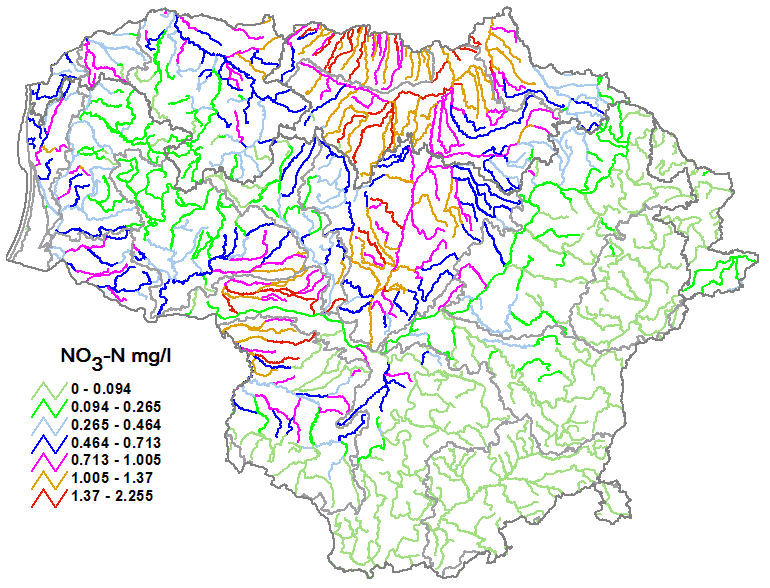
*2.14 lentelė. Nitratinio azoto ir mineralinio fosforo išplova drenažu Dauguvos UBR*

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Baseinas | Vidutinė metinė azoto išplova drenažu, kg/ha | Bendras kiekis, kg | Vidutinė metinė fosforo išplova drenažu, kg/ha | Bendras kiekis, kg |
| Dauguvos | 0.43 | 22667.3 | 0.045 | 2372.2 |

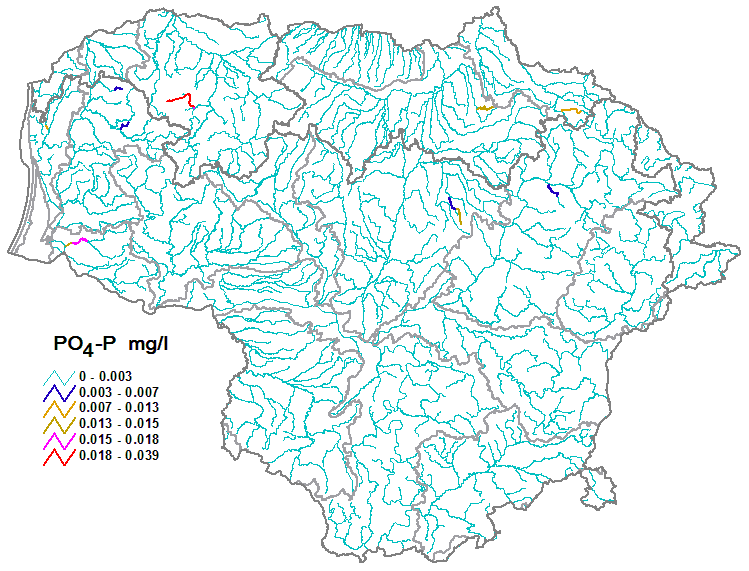
Šaltinis: SWAT modelio rezultatai

Atsižvelgiant į 1997-2012 metų meteorologines, hidrologines ir ūkinės veiklos Nemuno, Ventos, Lielupės ir Dauguvos UBR sąlygas SWAT modeliu nustatyta, kad NO3-N išplova iš drenažo sistemų padidina vidutines metines šių junginių koncentracijas upių vandenyje nuo 0.050 iki 2.255 mg/l (2.3 pav.), o PO4-P - nuo 0.001 iki 0.039 mg/l (2.4 pav.).

Medžiagų prietaka iš drenažo sistemų yra priežastis to, kad kai kuriose Nemuno, Lielupės ir Ventos UBR upėse negali būti pasiekiama gera (mažiau kaip 2.30 mg/l) jų būklė pagal vidutines metines NO3-N koncentracijas vandenyje. Dauguvos UBR drenažas pagal NO3-N prietaką neturi esminės įtakos vandens telkinių pablogėjimui. Pagal pritekančių drenažu PO4-P medžiagų kiekį, telkinių, kuriuose gali būti nepasiekta gera būklė (koncentracija upėse didesnė nei 0.090 mg/l), nei viename UBR nėra.



*2.3 pav. Tirpaus mineralinio azoto (NO3-N) vidutinių metinių koncentracijų padidėjimas Lietuvos upėse dėl prietakos iš drenažo sistemų*



*2.4 pav. Tirpaus mineralinio fosforo (PO4-P) vidutinių metinių koncentracijų padidėjimas Lietuvos upėse dėl prietakos iš drenažo sistemų*

Remiantis aukščiau pateiktais rezultatais galima teigti, kad drenažu išplaunamų tirpių N ir P medžiagų poveikis paviršinių vandenų taršai skirtinguose UBR yra skirtingas, tačiau visur nėra labai žymus. Siekiant sumažinti išplaunamų medžiagų kiekius upių baseinų rajonuose, kur ūkinė veikla ypač intensyvi, o drenažo vandens kokybė (vertinant pagal ES Nitratų direktyvos reikalavimus) neatitinka geros būklės reikalavimų, rekomenduotina taikyti įvairias inžinerines (kartu su agronominėmis) sausinimo sistemų pertvarkos ar naujų sistemų įrengimo žemės ūkio plotuose priemones.

# 3. TECHNINĖS SAUSINIMO SISTEMŲ PERTVARKOS PRIEMONĖS

Medžiagų prietakos iš sausinamų žemės ūkio plotų į paviršinio vandens telkinius sumažinimui sausinimo sistemų pertvarkos priemonės gali būti išskirtos į įrengiamas surenkamosios ir nuleidžiamosios sausinimo sistemos dalyse ir priimamosios dalies pakraščiuose.

*Pirmai grupei* potencialiai priklauso vietos, kur sausinamos uždaros lomos, taip pat kur galimi griovių patvankos, griovių bei drenažo linijų suardymo ar jų žiočių atitraukimo variantai. Šioms alternatyvoms gali būti priskiriamos gruntinio vandens lygio reguliavimo ir kontroliuojamo drenažo sistemos, taip pat tvenkinėlių formavimas šalia griovių ir pačiuose grioviuose, keičiant jų skerspjūvį.

Pagal tradicinius sausinimo būdus nedidelės uždaros lomos (iki 0,1 ha) žemės ūkio plotuose užpilamos gruntu, nes reikėtų giliai kloti drenas. Tačiau jei loma negili (< 0,5 m), o jos baseino plotas, įvertinus dirvožemio savybes, neviršija 4–20 ha, takoskyriniame ruože daroma dirbtinė vandentaka ir loma „atidaroma“. Tokių vandentakų pertvara ar užpylimas gruntu galėtų būti vienas iš galimų mažų šlapynių, o tuo pačiu ir medžiagų sulaikymo, formavimo žemės ūkio plotuose būdų.

Kai lomos podirvis lengvos granuliometrinės sudėties ir kai į lomą suteka daug požeminio vandens, o lomos baseino ir jos pačios ploto santykis mažiau kaip 8 (esant sunkiam dirvožemiui – mažiau kaip 3), sausinimui buvo naudojami požeminiai filtrai arba nuleidžiamieji šuliniai. Tuomet paviršinis vanduo per šulinius yra pašalinamas požeminiu rinktuvu. Toks lomų sausinimo būdas Lietuvoje yra paplitęs, tačiau nėra efektyvus. Šią konstrukciją lengva „pertvarkyti“ į medžiagų „sulaikymo“ vietas. Pakanka užkimšti ar pertverti drenažo liniją. Tačiau tam, kad išvengtume drenažo sausinamojo poveikio, pagrindinis rinktuvas ir gretimų plotų sausintuvai turi būti „atitolinami“ nuo lomos pakraščio ne mažiau kaip 15 m molio bei priemolio ir 45 m smėlio, priesmėlio ir durpiniuose dirvožemiuose. Tokių priemonių pasiekiamas efektyvumas - sulaiko nuo 15% iki 50% bendrojo azoto ir 10-40% bendrojo fosforo kiekio.

Kalvotame Lietuvos reljefe taikytinos tik atvirosios sausinimo sistemos, taip pat nutekamojo tinklo griovius lyguminiame reljefe galima pritaikyti pernešamų medžiagų sulaikymui, praplečiant griovio skerspjūvį tiek jo gale, tiek kitame griovio ruože įrengiant mažų (0.05–0.1 ha) tvenkinėlių (3.1 pav.).

|  |  |
| --- | --- |
| 1. griovio gale (aukštupyje)   Scan0004 | 1. griovio viduryje   Scan0003 |
| 1. griovio vagos šone   Scan0002 | 1. šalia drenažo rinktuvo   Scan0005 |
| *3.1 pav.* *Biogeninių medžiagų ir nešmenų sulaikymo tvenkinėliai (Povilaitis ir kt., 2011).* | |

Tvenkinėliams įrengti tinkamiausios buvusių lomų ir kitų natūralių reljefo pažemėjimų vietos. Jas pagilinus (iki 0.5 m) ir paplatinus galima suformuoti reikiamą tūrį ir taip suderinti žemės ūkio (nepažeidžiant drenažo) ir pasklidosios taršos pernašos mažinimo priemones. Tokiuose tvenkinėliuose keičiasi tėkmės sąlygos: padidėja skerspjūvis, sumažėja tėkmės greičiai, akumuliuojasi nešmenys ir pradeda augti hidrofitinė augalija. Jie gali būti efektyvi azoto ir ypač fosforo sulaikymo grioviuose priemonė. Estijoje įrengtų tvenkinėlių eksploatavimo patirtis parodė, kad jie turi būti valomi kas 3–5 metai. Atskirais atvejais vandens lygį tvenkinėliuose galima reguliuoti įrengus nuopylą (3.1 pav., d). Griovių patvanką rekomenduotina taikyti ten, kur grioviai sausina reljefo pažemėjimus vandenskyrinėse baseino dalyse.

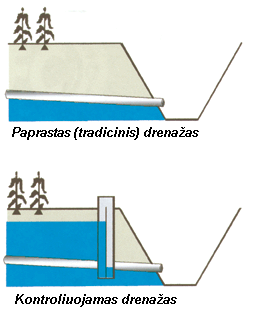
Vandens taršai iš žemės ūkio plotų sumažinti gali būti taikyti iš esmės nauji reikalavimai nutekamojo griovių ir drenažo tinklo ir imtuvų aplinkos formavimui. Esminis tokios pertvarkos bruožas – nutekamojo griovių tinklo žiočių ir vandens imtuvo atskyrimas įrengiant kompensacines (buferines) zonas (3.2 pav.). Taigi reguliuojamosios dalies drenažo nuotėkis, kuriame gausu įvairių medžiagų, negali tiesiogiai patekti į magistralinį griovį, upę ar kitą vandens imtuvą ir yra „sulaikomas“ specialiai suformuotose „šlapynėse“. Tos „šlapynės“ – tai pasagos formos tvenkinėliai, apaugę drėgmę mėgstančia augalija (ilgoji viksvuolė, rėžiukas, papliauška), taip pat užtakiai, šlapių pievų ruožai ir krūmų juostos (3.3 pav.).

|  |  |
| --- | --- |
| rem1 | rem2 |
| *3.2 pav.* *Aplinkos formavimo tarp nutekamojo drenažo tinklo ir imtuvų principinė schema*  *.* | |

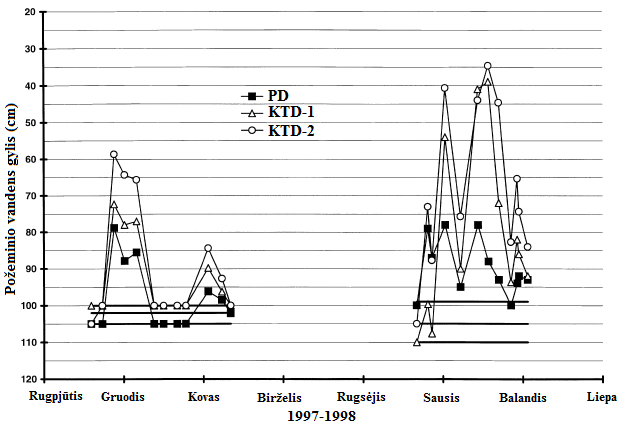
Pasagos formos tvenkinėliai (3.4 pav.) formuojami statmenai imtuvo (griovio) ašiai, sutrumpinant drenažo liniją ir atitolinant jos žiotis nuo šlaito ne mažiau kaip 10 m. Rekomenduojamas tvenkinėlių plotis – 10 m. Jų tikslas – sukurti reikiamą aplinką vandens augalijai, kad ten susiformuotų šlapynėms būdingos sąlygos ir būtų sulaikomi drenažo nuotėkiu pernešami tirpūs azoto ir fosforo junginiai bei nešmenys. Pagrindinis tokios konstrukcijos uždavinys – sukurti tinkamas hidrologines sąlygas, atspindinčias potvynių ir nuosėkio laikotarpius. Vandens lygio reguliatoriai, įrengti prieš ir po „šlapynių“ ruožo (3.3 pav.), turi užtikrinti minimalias vandens reikmes mažo nuotėkio laikotarpiais. Patirtis rodo (Mitsch and Jorgensen, 2004), kad tokie tvenkinėliai gali pakankamai efektyviai funkcionuoti (bendrojo N sulaikymas siekia 40-50%; bendrojo fosforo – iki 70%) kai vandens lygis griovyje svyruoja 15–60 cm intervalu. Vandens lygio „pulsacija“ yra svarbus veiksnys nitrifikacijos, denitrifikacijos, fosfatų adsorbcijos ir sulfidų transformacijos procesams tvenkinėliuose. Be šių funkcijų, dar jie sukuria tinkamą aplinką paukščių ir bestuburių buveinėms.

|  |  |
| --- | --- |
| He%20arklio%20peda  rem3 |  |
| *3.3 pav. Formuojamų šlapynių šalia griovio sudėtinės dalys* | *3.4 pav. Pasagos pavidalo tvenkinėliai* |

Siekiant sumažinti biogeninių medžiagų prietaką iš žemės ūkio plotų, įprasto drenažo konstrukcijos gali būti pertvarkomos į kontroliuojamo drenažo sistemas. Anksčiau minėta, kad vėlyvojo rudens, žiemos ir ankstyvojo pavasario laikotarpiai yra kritiniai išplovos požiūriu. Tuomet azoto ir fosforo tirpių junginių biologinė asimiliacija nevyksta ir šios medžiagos išnešamos drenažu. Šiam poveikiui sumažinti skirtingose drenažo sistemų vietose galima reguliuoti požeminio vandens lygį ir sumažinti nuotėkio tūrį (3.5–3.6 pav.) bei paspartinti nitratinio azoto transformacijas (denitrifikaciją) į dujinę formą. Tokia priemonė gali sumažinti tirpių azoto junginių ir bendrojo fosforo metinę išplovą atitinkamai iki 50% ir 90% (Wesström et al., 2003; Wesström and Messing, 2007). Epizodiniai tyrimai Lietuvoje parodė, kad kontroliuojamas drenažas sumažino nitratinio azoto koncentracijas vandenyje 5–13% lyginant su NO3-N išplova tradicinio drenažo sistemoje (Ramoška et al. 2011).



*3.5 pav. Paprasto ir kontroliuojamo drenažo konstrukciniai skirtumai*



*3.6 pav. Požeminio vandens lygis tarpdrenyje paprasto (PD) ir kontroliuojamo drenažo sistemose (KTD)* (Wesström et al., 2003)

Kontroliuojamo drenažo sistemų įdiegimas yra susijęs su eksploataciniais kaštais, todėl jas tikslinga taikyti tik intensyvaus naudojimo sausinamoje žemėje. Labiausiai jos tinka priemolio ir molinguose dirvožemiuose (nemažiau 15 % molio dalelių) kur žemės paviršiaus nuolydis ne didesnis kaip 2 %. Šalia teigiamų kontroliuojamo drenažo bruožų yra ir neigiamų:

* sunkus sistemos valdymas (požeminio vandens lygio „pakėlimo“ tarpdrenyje laikotarpių ir trukmės nustatymas);
* sudėtingas patvanką reguliuojančių priemonių išdėstymas sausinamame plote siekiant vienodo efektyvumo;
* sąlyginai trumpas taikymo (veikimo) laikotarpis.

Išskirtiniais atvejais gali būti pritaikytas ir pats paprasčiausias būdas medžiagų sulaikymui sausinamoje žemėje – tai pažeisti drenažo linijas arba sunaikinti paviršinių tėkmių vagas. Ši priemonė gali būti taikoma specifiniams aplinkosaugos tikslams pasiekti nederlingoje žemėje (pvz. plotuose arti gamybinių objektų lietaus nuotekoms surinkti ir apvalyti). Tai labai efektyvus ir greitas būdas pasiekti drėgmės pertekliaus sąlygas. Sniego tirpsmo ir lietaus vandenys maitina tokią „šlapynę“ ištisus metus.

*Antrai* *grupei* potencialiai priklauso vietos, kur medžiagų sulaikymo aplinka kuriama praplatinant atviro nuvedamojo tinklo (griovių) skerspjūvį žiočių ruožuose (3.7 pav.). Prie šių priemonių dar galima priskirti apleistas vasaros ir žiemos polderių žemes (pritekančio iš baseino paviršinio vandens sulaikymui) ir neeksploatuojamus žuvininkystės tvenkinius. Griovių žiočių praplatinimas sumažina bendrojo azoto srautus į atvirus natūralius vandens telkinius iki 15%, o bendrojo fosforo iki 40% (Povilaitis ir kt., 2011).

|  |
| --- |
| slapyn |
| *3.7 pav. Medžiagų sulaikymo formavimas griovių žiočių praplatėjimuose* |

Kaip atskiras būdas fosforo srautų per drenažo sistemas sumažinimui gali būti taikomas drenažo tranšėjų grunto „papildymas“ kalkėmis. Įvairūs literatūros šaltiniai teigia, kad molingas dirvožemis su kalkių „papildais“ gali reikšmingai sumažinti fosforo migraciją į drenažo sistemas. Lietuvoje atlikti tyrimai parodė, kad drenažo tranšėjų dirvožemį sumaišius su kalkėmis (0.6% CaO nuo dirvožemio masės) fosforo išplova drenažu sumažėja iki 2.8 karto. Tyrimui buvo panaudoti skalūnų pelenai, turintys 16.8% CaO (Šaulys ir Bastienė, 2008). Šiuo tyrimu taip pat nustatyta, kad toks „kalkių filtras“ gali būti vienodai efektyvus daugiau kaip 20 metų. Deja, tokia priemonė tinkama tik naujai įrengiamoms drenažo sistemoms.

# IŠVADOS

*Drenažinio vandens sąveika su paviršiniu ir požeminiu vandeniu:*

1. Žemių sausinimo poveikis upės ar upelio hidrologiniam režimui priklauso nuo baseino dydžio. Kuo didesnis baseinas, tuo mažesnis sausinimo poveikis upės ar upelio nuotėkiui. Didėjant baseinui nuotėkio režimą daugiau lemia gilesnių vandeningųjų sluoksnių požeminiai, o ne drenažo vandenys.
2. Drenuotų plotų hidrologiniam režimui didelę įtaką turi drenažo sistemų įrengimo techniniai parametrai: *drenavimo gylis ir drenavimo atstumas*. Mažesnis drenavimo atstumas ir didesnis drenavimo gylis padidina metinį drenažo nuotėkio tūrį. Šie pokyčiai betarpiškai susiję su padidėjusia požeminio gruntinio vandens prietaka į drenažą.
3. Drenažu sausinamų plotų didėjimas upių baseinuose „pavėlina“ maksimalaus metinio nuotėkio įvykius upėse, taip pat „pailgina“ maksimalaus nuotėkio trukmę ir sumažina minimalaus nuotėkio įvykių skaičių.
4. Drenažo nuotėkis vidutinio vandeningumo metais sudaro apie 20% iškritusių kritulių kiekio. Vandeningais metais šis santykis siekia apie 40%, o sausais – 7-10%. Upelių, kurių baseinuose yra 80-100% drenuotų plotų, drenažo nuotėkis sudaro 60-70% suminio metinio nuotėkio tūrio.

*Žmogaus poveikis drenažinio vandens kokybei:*

1. *Drenažo atsiradimas* sukuria sąlygas didesnei tirpių biogeninių medžiagų (N ir P) išplovai iš dirvožemio. Dėl drenažo įrengimo šių medžiagų išplova yra didesnė anksti pavasarį ir vėlų rudenį.
2. Yra tiesioginė priklausomybė tarp didelio *vandeningumo* ir didelės *azoto išplovos* drenažu. Atskirų liūčių sukeltas nuotėkis dažnai sutampa su didžiausia N išplova drenažu.
3. Intensyvios žemdirbystės plotai su besikeičiančia žemės danga turi didesnį azoto išplovos potencialą nei natūralios augalijos plotai. Skirtingai azotui, didžiausią fosforo išplovos drenažu potencialą turi pievų ir ganyklų plotai su daugiametėmis žolėmis.
4. Dėl didelio augalų paimamo azoto kiekio metinė azoto išplova drenažu yra nežymi, jei paskleidžiamų azotinių trąšų kiekis neviršija 100 kg N/ha per metus.

1. Lietuvos *dirvožemiai nėra turtingi fosforu*, todėl tręšimo rizika fosforo išplovai drenažu nėra didelė, o žemdirbystės intensyvumas (išskyrus stambių gyvulininkystės kompleksų daromą poveikį) esminės įtakos tam neturi.
2. Iš *gyvulininkystės kompleksų* reguliariai paskleidžiamos organinės trąšos (skysto mėšlo ir srutų pavidalu) ženkliai padidina įvairių organinių medžiagų, bendrojo azoto, bendrojo fosforo, kalio ir sausųjų medžiagų kiekius drenažiniame vandenyje. Tačiau šie padidėjimai yra trumpalaikio pobūdžio, todėl neatsispindi vertinant bendrą drenažinio vandens kokybę ir jos poveikį paviršinio vandens telkiniams, kadangi vertinimui naudojamos tik šių medžiagų vidutinės metinės koncentracijos, kurios dažniausiai neviršija leistinųjų pagal Aplinkosaugos reikalavimus mėšlui tvarkyti (LR Aplinkos ministro ir LR Žemės ūkio ministro 2005 m. liepos 14 d. įsakymas Nr. D1-367 / 3D-342). Rekomenduotina keisti aplinkosaugos reikalavimus mėšlui tvarkyti įvertinant teršiančių medžiagų išplovos drenažu pobūdį.

# REKOMENDACIJOS

Remiantis ankstesniuose skyriuose aprašyta patirtimi žemiau pateikiamos rekomenduotinos inžinerinės priemonės (agronominės priemonės pateiktos kitų ekspertų ataskaitose) azoto ir fosforo išplovai drenažu sumažinti. Jos pagrįstos atitinkamų įdiegimo kaštų ir tinkamumo funkcionuoti skirtingo reljefo, dirvožemio bei vandens tėkmių susidarymo atvejais tipinėmis Lietuvos kraštovaizdžio sąlygomis. Pažymėtina tai, kad inžinerinės-techninės priemonės reikalauja didelių finansinių išteklių jas įrengti, todėl:

1. *Prioritetas* azoto ir fosforo prietakos iš drenažo sistemų sumažinimui turi būti teikiamas *agronominėms* (optimalios trąšų normos, trąšų paskleidimo terminai, įsėliniai augalai(*angl.* catch crops), sumažintas arba neariminis žemės dirbimas ir kt.)priemonėms. Technines-inžinerines priemones patartina įrengti tik tuomet, kai agronominės neduoda pageidaujamų rezultatų arba jų nepakanka. Abi priemonių grupes tikslinga derinti tarpusavyje.
2. Specialių aplinkosauginių normų, apibrėžiančių drenažo vandens kokybę (išskyrus tuos atvejus, kai vanduo išteka iš skystomis organinėmis trąšomis laistomų laukų) Lietuvoje nėra, todėl jo kokybei apibūdinti pagal tirpias N ir P formas siūlytina taikyti geriamojo vandens kokybės standartus arba sukurti rodiklius, panašius į upių ekologinės būklės klases pagal fizikinius-cheminius rodiklius.
3. Siekiant reglamentuoti tirpių azoto ir fosforo medžiagų išplovą drenažu intensyviai ūkininkaujamose žemėse (jei išplova viršija nustatytus norminius rodiklius), pagrindiniame žemių sausinimo veiklą reglamentuojančiame įstatyme – LR Melioracijos įstatyme – inicijuoti pataisas, kurios įteisintų reikalavimą įrengti šios ataskaitos 3 skyriuje aprašytas drenažo pertvarkos technines-inžinerines priemones pagal medžiagų sulaikymo efektyvumą. Tokia nuostata turi būti taikoma ir visuose reglamentuose, reguliuojančiuose ES paramą sausinimo sistemų rekonstrukcijai.
4. Molingų ir smėlingų Lietuvos lygumų rajonuose (Nevėžio, Mūšos, didžiojoje dalyje Jūros, Nemuno mažųjų intakų, Minijos, dalies Dubysos, Neries vidurupio ir žemupio mažųjų intakų, dalyje Ventos ir Bartuvos, o taip pat Merkio ir Žeimenos upių baseinuose) taikytinos tos priemonės, kur galima reguliuoti požeminio vandens lygį ir įrengti kontroliuojamo drenažo sistemas, taip pat taikyti drenažo ir griovių žiočių pertvarkos būdus bei mažų tvenkinėlių formavimą melioracijos grioviuose.
5. Aukštumų rajonuose (Šventosios, Dauguvos intakų, dalies Neries mažųjų intakų aukščiau Vilniaus upių baseinuose) kur vyrauja atviro sausinimo sistemos, patartina taikyti uždarų lomų atstatymo ir griovių žiočių praplatinimo bei tvenkinėlių formavimo melioracijos grioviuose būdus.

Kiekvienu čia paminėtu atveju turi būti rengiami techniniai projektai, kuriuose atitinkamų priemonių tinkamumas turi būti išsamiai pagrįstas ir detalizuotas.

Kadangi egzistuoja tiesioginė priklausomybė tarp nuvedamo *vandens kiekio drenažu ir iš dirvožemio išnešamų tirpių azoto ir fosforo junginių kiekių (*žr. 2-3 išvadas dėl žmogaus poveikio drenažinio vandens kokybei), visais atvejais patartinas kuo didesnis natūralių (uždarų lomų atstatymas arba naujų suformavimas, taip pat griovių skerspjūvio ir žiočių pertvarkos) vandens sulaikymo priemonių upės baseine taikymas.

**Rekomendacijos monitoringui** dėl gyvulininkystės kompleksų daromo poveikio drenažinio vandens kokybei:

Pagal „Aplinkosaugos reikalavimus mėšlui tvarkyti“ (LR Aplinkos ministro ir Žemės ūkio ministro 2005 m. liepos 14 d. įsakymas Nr. D1-367 / 3D-342), teršiančių medžiagų didžiausia leidžiama vidutinė metinė koncentracija iš skystomis organinėmis trąšomis (skystu mėšlu, srutomis ir nuotekomis) laistomų laukų drenažo sistemų ištekančiame vandenyje, neturi viršyti: BDS5 – 20 mg O2 /l; bendrojo fosforo – 2 mg/l; bendrojo azoto – 15 mg/l; amonio azoto (NH4-N) – 5 mg/l; nitritų azoto (NO2-N) – 0.3 mg/l. To dokumento 45 straipsnyje teigiama, kad „...vandens debito ir kokybiniai tyrimai turi būti atliekami ne rečiau kaip 3 kartus per metus (pavasario polaidžio metu, vasarą ir vėlai rudenį).

Remiantis šioje ataskaitoje pateiktais tyrimais apie *gyvulininkystės kompleksų daromą poveikį* drenažo vandens kokybei galima teigti, kad kontroliuojamų medžiagų *vidutinės metinės koncentracijos* taikymas vertinant daromą poveikį paviršiniams vandenims *neatspindi jo mąsto ir yra keistinas*. Kita vertus, reikalavimas atlikti matavimus ne rečiau kaip 3 kartus per metus (pavasario polaidžio metu, vasarą ir vėlai rudenį) yra labai abstraktus, netenkina monitoringo reprezentatyvumo ir patikimumo principų ir neatspindi tikrosios drenažu pernešamų medžiagų situacijos. Šiuo požiūriu galimi du problemos sprendimo būdai: 1) keisti (mažinti) įstatyme apibrėžtas didžiausias leidžiamas koncentracijas arba 2) tobulinti monitoringo procedūras. Pirmasis sprendimo būdas gali pareikalauti daug laiko, todėl artimiausioje perspektyvoje yra priimtinesnis antrasis.

Siekiant objektyviau įvertinti gyvulininkystės kompleksų daromą įtaką drenažu pernešamų medžiagų kiekiui rekomenduotina:

1. Kiekvienų metų laikotarpiu nuo balandžio mėn. 1 d. iki gruodžio mėn. 1 d. laukų tręšimo žurnale fiksuoti trąšų paskleidimo datą ir kiekį;
2. Kiekvienais metais vandens kokybės matavimus iš drenažo sistemų ištekančiame vandenyje atlikti (mėginius imti) aiškiai apibrėžtu laiko intervalu: ne rečiau kaip kartą per 14 dienų 1-ame punkte nurodytu laikotarpiu.
3. Bent vienas mėginys turi būti paimtas pavasario polaidžio metu.
4. Laikotarpiai be drenažo nuotėkio analizėje nevertinami.
5. Vandens kokybė laikoma tenkinanti reikalavimus, jei 75% išmatuotų reikšmių neviršija aukščiau įstatyme pateiktų verčių pagal BDS5, bendrąjį fosforą, bendrąjį azotą, amonio azotą (NH4-N) ir nitritų azotą (NO2-N).
6. Nustačius tokių reikalavimų viršijimą, veiklos vykdytojas privalo numatyti priemones ateinančiam laistymo sezonui sumažinti išleidžiamų teršalų kiekius arba nutraukti laistymą.

# LITERATŪRA

1. Aškinis S, Misevičienė S. 2003. Ecological aspects of slurry application. Water Management Engineering. 23(43)-24(44):177–184.
2. Baigys G. 2008. Dirvožemio vandens režimas ir nitratų azoto išplovimo dinamika taikant neariminį žemės dirbimą. Daktaro disertacija. LŽŪU. 110 p.
3. Bechmann M. 2014. Long-term monitoringo f nitrogen in surface and subsurface runoff from small agricultural dominated catchments in Norway. Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 195, p. 220-232.
4. Bergstrom L., Brink N. 1986. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. Plant and Soil. 93, 333-345.
5. Berzina L. 2014. Analysis of point source pollution from agricultural production influence on surface water quality in highly vulnerable zones. Thesis for doctoral degree in Environmental Engineering. Latvia university of agriculture. Jelgava, 91p.
6. Blann K.L., Anderson J.L., Sands G.R., Vondracek B. 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. Critical reviews in environmental science and technology. 39, 909-1001.
7. Bučienė A., Švedas A., Antanaitis Š. 2003. Balances of the major nutrients N, P and K at the farm and field level and some possibilities to improve comparisons between actual and estimated crop yields. European Journal of Agronomy. vol.20(1-2), p.53-62.
8. Bučienė, A. 2003 Žemdirbystės Sistemų Ekologiniai Ryšiai. KU, Klaipėda.
9. Bučienė A. 2009. Biogenų N ir P išplova Lietuvos žemumų dirvožemiuose. Habilitacijos procedūrai teikiamų mokslo darbų apžvalga. Klaipėdos universitetas. 31p.
10. Bučienė A., Gaigalis K. 2012. Chemical composition of wet deposition and drainage runoff in agroecosystems: the case of Middle Lithuania. Baltica. 25(2), 153-162.
11. Burt T.P., Heathwaite A.L., Trudgill S.T. 1993. Nitrate processes, patterns and management. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, 444 p.
12. Čižauskienė M, Strusevičius Z, Stukonytė V. 1998. The influence of slurry on crop productivity and quality, and on the quantity of nutrients leached by drainage water. Water Management Engineering. 5(27):175 – 185. In Lithuanian.
13. Čižauskienė M, Misevičienė S. 2001. The economical – ecological estimation of the application of slurry in gardening and balance of nutrients. Gardening and Horticulture. 20(2):80–90. In Lithuanian.
14. Deelstra, J., Iital, A., Povilaitis, A., Kyllmar, K., Greipsland, I., Blicher-Mathiesen, G., Jansons, V., Koskiaho, J., Lagzdins, A.. 2014. Hydrological pathways and nitrogen runoff in agricultural dominated catchments in Nordic and Baltic countries. //Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 195, p. 211-219.
15. Dumbrauskas A, Larsson R. 1993. Effects of changes in land use on runoff in the Nevežis basin, Lithuania. Lund University, Sweden. Report 3173.
16. Dils R.M. and Heathwaite A.L., 1999. The controversial role of tile drainage in export from agricultural land. Wat. Sci. Tech., vol. 39(2), pp. 55-61.
17. Djodjic F., Borling K., Bergstrom L. 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. J. Environ. Quality. Vol.33. p.678-684.
18. Dowdell R.J., Colbourn P., Cannell R.Q. 1987. A study of mole drainage with simplified cultivation for autumn-sown crops on a clay soil. Soil and Tillage Research. 9, 317-331.
19. Gaigalis K. ir kt. 2001. Ištirti AB „Sidabra“ teritorijoje esančių vandenų kokybę, pašarų bei srutų sudėtį ir paruošti rekomendacijas vandenų apsaugai nuo taršos. Ataskaita. VŪI, Kėdainiai. 15p.
20. Gaigalis K. ir kt. 2004. Ištirti UAB „Skabeikių agrofirma“ teritorijoje esančių vandenų kokybę ir pasiūlyti priemones taršai mažinti. Ataskaita. VŪI, Kėdainiai. 12p.
21. Gužys, S.; Petrokienė, Z. Agrotechnikos įtaka fosfatų išplovimui drenažu. *Vandens ūkio inžinerija*, 2008, 34(54), 39-47.
22. Heckrath G., Bechmann M., Ekholm P., Ulen B., Djodjic F., Andersen H.E. 2007. 2008. Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. Journal of Hydrology. Vol.349, p.68– 87.
23. Interim report ID Nr.141278. Renewal of SWAT model data and parameters. SIA „Procesu analīzes un izpētes centrs”. Rīga -Vilnius, April/June, 2014.
24. Juozapaitis A. 1976. Nuotėkio metinio pasiskirstymo pakitimai drenažu nusausintuose upelių baseinuose. Mokslo ir technikos progresas melioracijoje. Lietuvos hidrotechnikos ir melioracijos mokslinio tyrimo instituto darbai 10, p. 219-226.
25. Juozapaitis A, Zelionkienė V. 1997. Anthropogenic influence on water balance change and ways to detect its effect. Proceedings of Lithuanian Institute of Water Management. 2:78–81 In Lithuanian.
26. King K., Smiley P.C., Fausey N., 2009, Hydrology of channelized and natural headwater streams, Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques, 54(5), 929-945.
27. Knox J.C. 2001. Agricultural influence on landscape sensitivity in the upper Missisipi river valley. Catena. 42, 193-224.
28. Kutra, G.; Gaigalis K. Požeminio ir drenažo vandens užterštumas azoto junginiais tvartų teritorijose. *Vandens ūkio inžinerija*, 2007, 32 (52), 80–87.
29. Kvaerno S. H. Pathways and nutrient loss in four field-scale catchments. 2013. In: Agriculture and Environment - Long Term Monitoring in Norway. Marianne Bechmann and Johannes Deelstra (eds.). p.179- 196.
30. Lagzdins A., Jansons V., Sudars R., Abramenko K. 2012. Scale issues for assessment of nutrient loss from agricultural land in Latvia. Hydrology Research. 43, 383-399.
31. Lietuvos žemės našumas: [monografija] / Sudarė J. Mažvila. Akademija, Kėdainių r., 2011. 280 p.
32. Lukianienė D. 1973. Effect of land drainage on maximum spring runoff in Lithuanian SSR rivers, Hydrometeorological Articles. 3:47–53. In Lithuanian.
33. Macevičius J, Lukianienė D. 1975. Effect of land drainage on average annual runoff in Lithuanian SSR. Hydrometeorological Articles. 7:33–45. In Lithuanian.
34. MacDowell R.W. and Monaghan R.M. 2002. The potential for phosphorus loss in relation to nitrogen fertilizer application and cultivation. New Zealand Journal of Agricultural Research. Vol.45, p.245-253.
35. Marčėnas V. 1991. Effect of land drainage and intensified agriculture on river runoff. Regional Hydrometeorology. 14:33–45. In Lithuanian.
36. Misevičienė S. 2006. Seasonal changes of nutrients in drainage water. Water Management Engineering. 3(6):52–59. In Lithuanian.
37. Misevičienė S. 2012. Impact of the fields, fertilized with manure from big livestock companies, on drainage and surface water quality. Water Management Engineering. 40(60): 73–82. In Lithuanian.
38. Misevičienė S. 2013a. Impact of the fields, fertilized with manure from big livestock companies on drainage water quality. Research for Rural Development 2013. Proceedings of the Annual 19th international scientific conference; 2013 May 15-17; Jelgava (Latvia). 2:161–168.
39. Misevičienė S. 2013b. The changes of phosphorus in drainage water after fertilizing fields with manure. Water Management Engineering. 42(62):55–60. In Lithuanian.
40. Nangia V., Gowda P.H., Mulla D.J., Sands G.R. 2010. Modelling impacts of tile drain spacing and depth on nitrate-nitrogen losses. Vadose zone Journal. 9, 61-72.
41. Nielsen, A. H.; Kristensen, I. S. Nitrogen and phosphorus surpluses on Danish dairy and pig farms in relation to farm characteristics. *Livestock Science*, 2005, 96 (1), 97–107.
42. Povilaitis A. 2000. Evaluation of the influence of tile drainage on nitrogen lossess – numerical experiment approach. Vandens ūkio inžinerija. Mokslo darbai. t.10(32), p.18-38.
43. Povilaitis A., Dumbrauskas A, Iritz L, Larsson R. 1998. Environmental effects of agriculture practices: hydrology and nutrient transport. Part I - Water Cycle. Lund University, Sweden. Report 3218.
44. Povilaitis A. 2008. Paviršinio nuotėkio ir vandens kokybės formavimosi dėsningumai kintančios aplinkos sąlygomis. Habilitacijos procedūrai teikiamų mokslo darbų apžvalga. Kaunas-Akademija, 39p.
45. Povilaitis A, Taminskas J, Gulbinas Z, Linkevičienė R, Pileckas M. 2011. Lietuvos šlapynės ir jų vandensauginė reikšmė. Vilnius: Apyaušris. 328 p.
46. Povilaitis A. 2014. Hydrological effect of artificial drainage in lowland river catchments in Lithuania. Environ. Eng. Manag J. 13 (in press).
47. Pranckietis V. ir kt. 2013. Pažangių technologijų ir gerosios praktikos žemės ūkyje taikymas bei skatinimo Lietuvoje, siekiant išvengti aplinkos taršos iš žemės ūkio šaltinių, studija“ Mokslinio darbo Nr. MT/12-6 ataskaita. ASU. Užsakovas: ŽŪM. 230 p.
48. Ramoška E, Bastienė N, Šaulys V. 2011. Evaluation of controlled drainage efficiency in Lithuania. Irrig Drain. 60(2):196–206.
49. Robinson M., (1990), Impact of improved land drainage on river flows, Report No. 113, Wallingford, Institute of Hydrology.
50. Rudzianskaite A, Miseviciene S. 2005. Nitrate nitrogen leaching in different agroecosystems (in karst zone and Middle Lithuania). J of Water and Land Develop. 9:123–133.
51. Ruminaitė R. 2010. Research and evaluation of the anthropogenic activity impact on the river runoff and water quality [dissertation]. Vilnius (Lithuania): Vilnius Gediminas Technical University. In Lithuanian.
52. Schilling K.E. Libra R.D. 2003. Increased baseflow in Iowa over the second half of the 20th century. J.Am. Water Resources Assoc. 39, 851-859.
53. Sharpley A.N., Rekolainen S. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: Tunney H., Carton O.T., Brookes P.C., Johnson A.E. (eds.) 1997. Phosphorus loss from soil to water. CAB International. Wallingford. 1-53.
54. Shrestha S., Kazama F., Newham L.T.H. 2008. A framework for estimating pollution export coefficients from long-term in-stream water quality monitoring data. Environmental modelling and software. Vol.23, p.182-194.
55. Skaggs R.W., Breve M.A., Gilliam J.W., (1994), Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 24(1), 1-32.
56. Strusevičius, Z.; Kazakevičienė, J.; Berankienė, L. E. 2009. Upės vandens kokybės pokyčiai žemiau kiaulininkystės įmonės. Vandens ūkio inžinerija. 35(55), 42–51.
57. Šaulys V, Bastienė N. 2008. The impact of lime on water quality when draining clay soils. Ekologija. 54:22–28.
58. Šileika A.S., Gaigalis K., Šmitienė A., Baigys A. 2006. Source apportionment for calculation of nitrogen losses in the Susve river. Water Management Engineering. Vol.3(6), p.5-15.
59. Šmitienė A. 2008. Azoto išplovimo vyksmo upelių baseinuose dėsningumai. Disertacijos santrauka. Kaunas-LŽŪU. 112 p.
60. Tripolskaja, L.; Bagdanavičienė, Z.; Romanovskaja, D. Mineralinio azoto ir dirvožemio mikrobinis aktyvumas irstant organinėms trąšoms rudens-žiemos laikotarpiu. *Žemės ūkio mokslai*. 2002, 2, 3–12.
61. Tripolskaja L. Organinės trąšos ir jų poveikis aplinkai. Akademija, Kėdainių r., 2005.- p. 45-174.
62. Tunney H., Carton O.T., Brookes P.C., Johnson A.E. 1997. Phosphorus loss from soil to water. CAB International. Wallingford. 467 p.
63. Ulen B. and Mattsson L. 2003. Transport of phosphorus forms and nitrate through a clay soil under grass and cereal production. Nutrient cycling in agroecosystems. Vol.65, p. 129-140.
64. Ulevičius V., Byčenkienė S., Senuta K. 2009. Critical loads of sulpfur and nitrogen for terrestrial ecosystems in Lithuania. Lithuanian Journal of Physics. 49(2), 21-28.
65. Urbonas R. Sausinimas-drenažas. Petro ofsetas, Vilnius. 1998.
66. Uusitalo R., Turtola E. Kauppila T., Lilja T. 2001. Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soils. J. Environ. Quality. Vol.30. p.589-595.
67. Vadas P. A., Srinivasan M. S., Kleinman P. J. A., Schmidt J. P., Allen A. L., 2007, Hydrology and groundwater nutrient concentrations in a ditch-drained agroecosystem, Journal of Soil and Water Conservation, 62, 178–188.
68. Wesström I, Ekbohm G, Linnér H, Messing I. 2003. The effects of controlled drainage on subsurface outflow from level agricultural fields. Hydrol Process. 17(8):1525-1538.
69. Wesström I. and Messing I. 2007. Effects of controlled drainage on N and P losses in a loamy sand with spring crops. Agr. Water Manag. 87(3): 229:240.
70. Worral F. And Burt T.P. 1999. The impact of land use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology*. Vol. 221: p.75-90.