

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppiseaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geoloogia osakond

Magistritöö geoloogias (30 EAP)

**Maakasutuse mõju integreerimine põhjavee kaitstuse hindamisse nitraaditundliku ala
näitel**

Lizet Tüvi

Juhendajad: Magdaleena Männik,
Enn Karro

Tartu 2026

Maakasutuse mõju integreerimine põhjavee kaitstuse hindamisse nitraaditundliku ala näitel

Käesoleva magistritöö ajendiks oli Tartu Ülikooli geoloogia osakonna nitraaditundliku ala uuringu järelendus, mille kohaselt on piirkonna põhjavees täheldatud nitraadisisalduse suurenemist ning põhjavee kvaliteedi halvenemise suundumust. Sellest tulenevalt oli magistritöö eesmärgiks koostada nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, kasutades DRASTIC-L-metoodikat, mis arvestab lisaks looduslikele hüdrogeoloogilistele teguritele ka maakasutust. Detailsemale põhjavee kaitstuse hinnangule tuginedes on edaspidi võimalik paremini vältida reostuse jõudmist põhjavette ning seeläbi aidata säilitada selle kvaliteeti. Töö käigus koostati ja võrreldi DRASTIC-L- ning DRASTIC-metoodikal põhinevaid põhjavee kaitstuse kaarte ning hinnati nende seost põhjavee nitraadisisalduse, maakasutuse ja olemasolevate põhjavee kaitstuse kaartidega. Töö tulemused näitasid, et maakasutuse kaasamine põhjavee kaitstuse hindamisse parandab reostusohu kirjeldamist ning võimaldab täpsemalt tuvastada potentsiaalseid reostusriskiga piirkondi nitraaditundlikul alal.

Märksõnad: hüdrogeoloogia, põhjavee kaitstus, DRASTIC-L-metoodika, nitraatide reostus

CERCS kood: P470 Hüdrogeoloogia, geoplaneering ja ehitusgeoloogia

Integrating land use impact to groundwater vulnerability assessment: an example from the Nitrate Vulnerable Zone

The impetus for this Master's thesis was a study by the University of Tartu's Department of Geology regarding the Nitrate Vulnerable Zone, which identified increasing nitrate concentrations and a trend of declining groundwater quality. Consequently, the aim of this thesis was to compile a groundwater vulnerability map for the Nitrate Vulnerable Zone using the DRASTIC-L methodology, which incorporates both hydrogeological factors and land use. Based on a more detailed assessment of groundwater vulnerability, it will be better possible in the future to prevent pollution from reaching groundwater and thereby help maintain its quality. Groundwater vulnerability maps based on the DRASTIC-L and DRASTIC methodologies were compiled and compared, and their correlation with groundwater nitrate concentrations, land use, and existing vulnerability maps was assessed. The results showed that including land use in the assessment of groundwater vulnerability improves the assessment of pollution risk and enables more accurate identification of high-risk areas within the Nitrate Vulnerable Zone.

Keywords: hydrogeology, groundwater vulnerability, DRASTIC-L-method, nitrate pollution

CERCS code: P470 Hydrogeology, geographical and geological engineering

Sisukord

1. Sissejuhatus.....	5
2. Teoreetiline taust.....	6
2.1 Põhjavee kaitstus	6
2.2 Põhjavee kaitstuse kaartide koostamise meetodikad	7
2.3 Eesti põhjavee kaitstuse kaartide koostamise meetodika.....	10
3. Andmed ja meetodika	14
3.1 Uuringuala	14
3.2 Lähteandmed	18
3.3 DRASTIC-L meetodika	18
3.3.1 Põhjaveekihi survetase – D	18
3.3.2 Netoinfiltratsioon – R.....	19
3.3.3 Põhjaveekihi omadused – A	20
3.3.4 Pinnakatte omadused – S.....	21
3.3.5 Topograafia – T	22
3.3.6 Pinnakatte paksus – I.....	23
3.3.7 Filtratsioonimoodul – C	24
3.3.8 Maakasutus – L	24
3.3.9 Põhjavee kaitstuse indeksite jaotus klassideks.....	25
3.4 Tulemuste valideerimine	27
3.4.1 Võrdlemine olemasolevate Eesti põhjavee kaitstuse kaartidega.....	27
3.4.2 NO ₃ sisaldused uuringuala põhjavees	27
3.5 Tehisintellekti kasutamine	29
4. Tulemused	30
4.1 Nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaardid	30
4.2 Valideerimise tulemused.....	33

5. Arutelu.....	39
5.1 Võrdlemine olemasolevate kaartidega	39
5.2 Valideerimine NO ₃ sisaldustega	40
5.3 Põhjavee dünaamika olulisus	41
6. Kokkuvõte.....	43
Summary	45
Tänuavaldused.....	47
Kasutatud kirjandus	48

1. Sissejuhatus

Põhjavesi on üks olulisemaid joogiveeallikaid ning selle kvaliteedi säilitamine on kriitilise tähtsusega. Tartu Ülikooli geoloogia osakonna nitraaditundliku ala (NTA) uuringu tulemused näitasid, et piirkonna põhjavees on täheldatav nitraadisisalduse suurenemine ning üldine suundumus põhjavee kvaliteedi halvenemise poole (Jõeleht *et al.*, 2024). See viitab vajadusele hinnata põhjavee kaitstust senisest detailsemalt ja viisil, mis arvestaks lisaks looduslikele tingimustele ka tegelikku reostuskoormust.

Põhjavee head seisundit ohustab eelkõige hajureostus, mille üheks peamiseks allikaks on põllumajanduslik tegevus ja sellega seotud nitraadireostus. Nitraadid võivad infiltreeruda pinnasest põhjavette, mõjutades joogivee kvaliteeti ning põhjustades nii keskkonna- kui ka terviseriske. Eriti reostustundlikud on nitraaditundlikud alad, kus põhjavee kaitstus ja reostuskoormus varieeruvad ruumiliselt märkimisväärselt.

Põhjavee kaitstuse hindamiseks kasutatakse rahvusvaheliselt laialt levinud DRASTIC-metoodikat, mis tugineb peamiselt hüdrogeoloogilistele parameetritele. Samas ei arvesta klassikaline DRASTIC lähenemine otseselt inimtegevusest tulenevat reostuskoormust, mis võib viia olukorrani, kus tegelik reostusrisk ei kajastu piisava täpsusega. Selle piirangu leevendamiseks on välja töötatud DRASTIC-L-metoodika, mis integreerib lisaks looduslikele teguritele ka maakasutuse, võimaldades seeläbi hinnata mitte ainult looduslikku kaitstust, vaid ka reaalsel reostusriski.

Seega, põhjavee kaitstuse hindamisel ei pruugi enam piisata üksnes loodusliku kaitstuse kaardistamisest, vaid suuremat tähelepanu tuleks pöörata reaalse reostusohu hindamisele, mis seob hüdrogeoloogilised tingimused ja maakasutuse mõju ühtseks tervikuks.

Magistritöö eesmärk on koostada nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, kasutades DRASTIC-L-metoodikat, mis arvestab lisaks looduslikele hüdrogeoloogilistele teguritele ka maakasutust, ning hinnata maakasutuse kaasamise mõju põhjavee kaitstuse hindamisele. Töö käigus võrreldakse DRASTIC-L- ja DRASTIC-metoodikaga koostatud kaarte nii omavahel kui ka olemasolevate põhjavee kaitstuse kaartidega. Lisaks analüüsitakse seoseid maakasutuse, põhjavee nitraadisisalduse, pinnakatte paksuse ja põhjavee kaitstuse vahel.

2. Teoreetiline taust

2.1 Põhjavee kaitstus

Põhjavee kaitstuse (*ingl groundwater vulnerability*) mõiste kujunes välja 20. sajandi teisel poolel seoses kasvava teadlikkusega põhjavee reostumise probleemidest. Termin võttis kasutusele prantsuse hüdrogeoloog J. Margat, kelle eesmärk oli juhtida tähelepanu asjaolule, et eri piirkondade põhjavesi ei ole reostuse suhtes võrdselt tundlik. See ajendas põhjavee kaitstuse kaartide koostamist, mille abil oli võimalik visualiseerida piirkondlikke erinevusi põhjavee kaitstuses (Vrba ja Zaporozec 1994).

Põhjavee kaitstust käsitletakse üldiselt kui põhjaveekihi vastuvõtlikkust maapinnalt lähtuvatele reoainetele. Mõiste tugineb eeldusele, et reoainete liikumist ning nende jõudmist põhjaveeni mõjutavad geoloogilised ja hüdrogeoloogilised tingimused, mistõttu on mõned alad reostuse suhtes tundlikumad kui teised (Gogu ja Dassargues 2000). Kaitstus ei ole aga otseselt mõõdetav omadus, vaid hinnanguline kontseptsioon, mida väljendatakse suhteliste klasside või indeksite abil. Põhjavee kaitstust seostatakse ka ajaga, mis kulub reoainetel maapinnalt infiltreerudes läbi aeratsioonivöö põhjaveeni jõudmiseks, kui reoained jõuavad kiiresti põhjavette, on tegemist nõrgemalt kaitstud alaga (Focazio *et al.*, 2002).

Põhjavee kaitstuse hindamisel lähtutakse peamiselt looduslikest teguritest, mis võivad mõjutada vee ja selles lahustunud ainete liikumist maapõues. Suures plaanis peetakse olulisemateks teguriteks pinnakatte ja mulla omadusi, aeratsioonivöö paksust ja koostist, põhjavee lasumissügavust ning seda ümbritsevate kivimite veejuhtivust (Wachniew *et al.*, 2016). Kuid mõjutavad tegurid on ka piirkonna topograafia ning põhja- ja pinnavee omavahelised seosed (Vrba ja Zaporozec 1994). Üldpõhimõtte kohaselt on põhjavesi paremini kaitstud piirkondades, kus põhjaveekihti katavad vett halvasti läbilaskvad setted, mis aeglustavad või takistavad reoainete infiltratsiooni (Perens 2001). Seevastu õhukese pinnakattega või hästi vett läbilaskvate setetega aladel on põhjavesi reostuse suhtes tundlikum.

Lisaks looduslikule kaitstusele eristatakse ka spetsiifilist kaitstust (*ingl specific vulnerability*), mille puhul hinnatakse konkreetsete saasteainete levikut ja käitumist põhjavees. Sellisel juhul võetakse arvesse ka reoainete füüsikalisi-keemilisi omadusi ning nende võimalikku lagunemist ja adsorptsiooni pinnases ning põhjavees (Ribeiro *et al.*, 2017). Samuti võib põhjavee kaitstuse hindamisse kaasata inimtegevusest lähtuva reostuskoormuse, näiteks maakasutuse ja

põllumajandusliku tegevuse (Secunda *et al.*, 1998; Huang *et al.*, 2017) või punktreostusallikate paiknemise andmed (Kurwadkar 2017).

Põhjavee kaitstuse uurimine ja kaardistamine on äärmiselt oluline just seetõttu, et põhjavesi on paljudes maailma piirkondades peamine joogiveeallikas ning selle kvaliteedi halvenemine võib põhjustada ulatuslikke probleeme nii looduskeskkonnas kui ka seoses veetarbijate tervisega. Ka Eestis on põhjavee kvaliteedi kaitse oluline osa keskkonnakorraldusest, eriti intensiivse põllumajandusega piirkondades, kus peamisteks ohuteguriteks on lämmastikuühenditest põhjustatud reostus ning ebapiisavalt kaitstud põhjaveekihiid (Veeseadus 2019). Seetõttu on põhjavee kaitstuse kaardid olulised töövahendid nii hüdrogeoloogias, ruumiplaneerimises kui ka keskkonnujuhtimises, võimaldades hinnata piirkondade reostusohtlikkust ja kavandada põhjavee kaitseks vajalikke meetmeid.

2.2 Põhjavee kaitstuse kaartide koostamise metoodikad

Põhjavee kaitstuse kaardid on hüdrogeoloogiliste andmete tõlgendamisel põhinevad temaatilised kaardid, mille eesmärk on hinnata põhjavee vastuvõtlikkust reostusele ning eristada piirkondi nende kaitstuse alusel. Põhjavee kaitstuse kaardid erinevad tavapärastest hüdrogeoloogilistest kaartidest selle poolest, et need ei kirjelda üksnes põhjaveekomplekside füüsikalisi omadusi, vaid näitavad ka nende seost võimaliku reostuse levikuga põhjaveekihtidesse (Vrba ja Zaporozec 1994).

Põhjavee kaitstuse hindamise metoodikad võib üldiselt jagada kolmeks suuremaks rühmaks, milleks on indeksipõhised ehk ülekatteoperatsioonidel põhinevad meetodid (ingl *overlay-index methods*) (Aller *et al.*, 1987; Gogu ja Dassargues 2000), protsessipõhised modelleerimismeetodid (ingl *process-based methods*) (Harbaugh 2005) ning statistilised või andmepõhised meetodid (Taghavi *et al.*, 2022). Praktikas on kõige laiemalt kasutusel indeksipõhised meetodid, kuna need võimaldavad suhteliselt vähese sisendandmestiku abil hinnata põhjavee kaitstust nii lokaalsel kui ka regionaalsel skaalal (Pavlis *et al.*, 2010).

Indeksipõhised meetodid tuginevad erinevate põhjavee kaitstust mõjutavate tegurite kombineerimisele ruumianalüüsi abil. Gogu ja Dassargues (2000) jaotavad need omakorda kaheks: hüdrogeoloogiliste tingimuste meetoditeks (ingl *hydrogeological complex and settings methods*) ning parameetrite meetoditeks (ingl *parametric system methods*). Hüdrogeoloogiliste tingimuste meetod põhineb eksperthinnangul, mille käigus hinnatakse piirkonna geoloogiliste, geomorfoloogiliste ja hüdroloogiliste tingimuste koosmõju põhjavee kaitstusele (Albinet ja Margat 1970). Meetod on olemuselt kvalitatiivne ning sobib eriti hästi keeruka geoloogilise

ehitusega aladele, kus standardiseeritud parameetrite meetodite rakendamine võib osutuda problemaatiliseks (Gogu ja Dassargues 2000). Eestis kasutatakse sellist lähenemist geoloogilise kaardistamise raames põhjavee kaitstuse kaartide koostamisel mõõtkavas 1 : 50 000 (Maa-amet 2015).

Parameetrite meetodid põhinevad seevastu konkreetsete hüdrogeoloogiliste parameetrite kvantitatiivsel hindamisel. Meetodi rakendamisel valitakse põhjavee kaitstust mõjutavad tegurid, määratakse neile hinnangud ning sageli ka kaalud, mis kirjeldavad parameetrite suhtelist olulisust põhjavee kaitstuse kujunemisel (Taghavi *et al.*, 2022). Tulemuseks saadakse dimensioonitu kaitstuse indeks, mille põhjal jaotatakse uurimisala erinevatesse kaitstuse klassidesse. Selline lähenemine võimaldab metoodikat standardiseerida ning erinevate piirkondade tulemusi omavahel võrrelda.

Üheks kõige tuntumaks ja laialdasemalt kasutatavaks põhjavee kaitstuse hindamise parameetrite meetodiks on 1987. aastal USA Keskkonnakaitseagentuuri (EPA) välja töötatud DRASTIC-metoodika (Aller *et al.*, 1987). Meetodi nimetus tuleneb seitsmest põhjavee kaitstust mõjutavast parameetrist: põhjavee sügavus (ingl *Depth to water*), netoinfiltratsioon (ingl *Recharge*), põhjaveekihi omadused (ingl *Aquifer media*), mulla omadused (ingl *Soil media*), reljeef (ingl *Topography*), aeratsioonivööndi mõju (ingl *Impact of vadose zone*) ning filtratsioonimoodul (ingl *Conductivity*). Iga parameetrit hinnatakse skaalal 1-10 ning korrutatakse eelnevalt määratud kaaluga. Kaalukus antakse parameetrile vastavalt selle suhtelisele olulisusele. DRASTIC kaitstuse indeks (D_i) arvutatakse järgmise valemi alusel:

$$D_i = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w, \quad (1)$$

kus r tähistab parameetrile antud hinnangut ning w vastavalt parameetrile antud kaalu (Aller *et al.*, 1987). Kõrgemad indeksiväärtused viitavad suuremale põhjavee reostumise riskile.

DRASTIC-metoodika populaarsus tuleneb selle suhtelisest universaalsusest ning võimalusest kasutada laialdaselt kättesaadavaid geoloogilisi ja hüdrogeoloogilisi andmeid (Barbash ja Resek 1997; Patel *et al.*, 2022). Meetodit on rakendatud väga erinevates geoloogilistes tingimustes ja maailma eri piirkondades, sealhulgas Hiinas (Huan *et al.*, 2012), Portugalis (Stigter *et al.*, 2006), Jaapanis (Babiker *et al.*, 2005) ja Indias (Rahman 2008). Samas on mitmed autorid juhtinud tähelepanu sellele, et originaalne DRASTIC-metoodika ei arvesta piisavalt piirkondlikke hüdrogeoloogilisi eripärasid ning sisaldab märkimisväärsel määral subjektiivseid

hinnanguid parameetrite kaalude määramisel (Frind *et al.*, 2006; Moraru ja Hannigan 2018; Männik *et al.*, 2023).

Seetõttu on DRASTIC-metoodikat sageli kohandatud kohalikele tingimustele vastavaks. Modifitseeritud versioonides muudetakse kas kasutatavaid parameetreid, nende kaale või mõlemat, et parandada tulemuste vastavust tegelikele põhjavee kvaliteedi näitajatele, näiteks nitraatide sisaldusele põhjavees (Kazakis ja Voudouris 2015; Hamza *et al.*, 2017). Ka karstialade hindamiseks töötati Ameerikas välja KARSTIC-metoodika, kus eraldi arvestatakse karstinähtuste mõju põhjavee reostustundlikkusele (Davis *et al.*, 2002; Moreno-Gómez *et al.*, 2019).

Ka Eestis on DRASTIC-metoodikat kohandatud vastamaks kohalikele geoloogilistele ja hüdrogeoloogilistele tingimustele (Männik 2020; Männik ja Karro 2023; Männik *et al.*, 2023). Männik (2020) töötas välja Eesti tingimustele sobiva modifitseeritud DRASTIC-metoodika, milles muudeti kolme algset parameetrit. Mulla omaduste parameeter asendati pinnakatte omadustega ning aeratsioonivööndi mõju kirjeldav parameeter pinnakatte paksusega, et paremini arvestada Eestis levivate heterogeensete Kvaternaari ladestu setetega. Lisaks asendati põhjavee sügavuse parameeter põhjavee survetasemega, mis võimaldab täpsemalt hinnata kaitstust survealistes põhjaveekihtides. Selline lähenemine parandab metoodika sobivust Eesti geoloogilistes tingimustes, kus varieeruva paksuse ja erineva geneesiga setted ning survealised põhjaveekihtid mõjutavad oluliselt reoainete liikumist põhjaveeni.

Lisaks indeksipõhistele meetoditele kasutatakse põhjavee kaitstuse hindamisel ka protsessipõhiseid modelleerimismeetodeid, mille puhul simuleeritakse vee ja reoainete liikumist põhjavees nii ajas kui ka ruumis (Harbaugh 2005). Sellised meetodid võimaldavad hinnata reoainete leviku kiirust ja suunda märksa detailsemalt, kuid nõuavad ulatuslikke seireandmeid ning suurt arvutusmahtu (Machiwal *et al.*, 2018). Viimastel aastatel on kiiresti arenenud ka statistilised ja masinõppel põhinevad lähenemised, mille abil püütakse parandada kaitstuse hindamise objektiivsust ning vähendada eksperthinnangutest tulenevat subjektiivsust (Rodriguez-Galiano *et al.*, 2014; Taghavi *et al.*, 2022).

Üha sagedamini hoopis kombineeritakse erinevaid metoodilisi lähenemisi, ühendades indeksipõhiseid meetodeid statistiliste analüüside, tundlikkusanalüüsi või masinõppega (Busico *et al.*, 2017). Ka käesolevas magistritöös kasutatakse modifitseeritud DRASTIC-L-metoodikat, milles põhjavee loodusliku kaitstuse hindamisse integreeritakse maakasutuse mõju (ingl *Land use*), et hinnata põhjavee kaitstust nitraaditundlikul alal võimalikult realistlikult. Tegu on oma

olemuselt indeksipõhise meetodiga, aga tulemuste valideerimiseks viiakse läbi ka statistiline analüüs.

Rahvusvahelises teaduskirjanduses on DRASTIC-L-metoodika kasutuselevõtt olnud seotud vajadusega täiendada klassikalist DRASTIC-metoodikat teguriga, mis arvestaks reostuskoormuse tegelikku ruumilist jaotust (Hussain 2004; Muqtada *et al.*, 2010; Alam *et al.*, 2012). Algne metoodika keskendub põhjavee loodusliku kaitstuse hindamisele ehk sellele, kui vastuvõtlik on põhjaveekiht reostuse infiltratsioonile sõltuvalt hüdrogeoloogilistest tingimustest (Aller *et al.*, 1987). Mitmed autorid on rõhutanud, et looduslik kaitstus ei kirjelda piisavalt hästi reaalset reostusriski, sest tegelik oht sõltub otseselt ka sellest, millist tüüpi ja millise intensiivsusega inimtegevus alal toimub (Secunda *et al.*, 1998; Babiker *et al.*, 2005). Sellest tulenevalt on algsele metoodikale lisatud L-parameeter, mis võimaldab siduda põhjavee kaitstuse konkreetsete reostusallikatega ning luua seeläbi reaalse reostusohu kaarte.

DRASTIC-L-metoodikat on rakendatud laialdaselt nii põllumajanduslikes kui ka linnastuvates piirkondades, kus reostuskoormus on ruumiliselt varieeruv ja sõltub otseselt maakasutuse tüübist. Näiteks on seda edukalt kasutatud intensiivse põllumajandusega aladel Indias ja Türgis, kus maakasutus võimaldas eristada väetise-, karilooma- ja tööstuskoormuse mõju erineva kaitstusega põhjaveekihtidele (Rahman 2008; Sener *et al.*, 2009). Samuti on meetod osutunud tõhusaks linnastuvates piirkondades, kus reostusallikad on mitmekesised ning looduslik kaitstus üksi ei võimalda riski adekvaatselt hinnata (Nobre *et al.*, 2007).

Maakasutuse kaasamine põhjavee kaitstuse hindamisse on kriitilise tähtsusega, sest just inimtegevus määrab, kas kehv looduslik kaitstus realiseerub tegelikult reostusohuks. Põllumajanduslikud alad, mis on intensiivse väetamise ja loomakasvatusega piirkonnad, on rahvusvaheliselt tuvastatud kui ühed olulisemad nitraadireostuse allikad (Vrba ja Zaporozec 1994). Ka linnastunud aladel võivad lekkivad masinad või tööstuslikud heitmed oluliselt suurendada reostuse jõudmise tõenäosust põhjaveeni, eriti kohtades, kus on tegemist õhukese pinnakattega alaga. DRASTIC-L-metoodika võimaldab hinnata lisaks põhjavee looduslikule kaitstusele ka seda, kui tõenäoline on reostuse tegelik jõudmine põhjaveekihti, mis teeb sellest praktilise tööriista põhjavee kaitstuse hindamisel.

2.3 Eesti põhjavee kaitstuse kaartide koostamise metoodika

Põhjavee kaitstuse süstemaatiline kaardistamine Eestis sai alguse 1980. aastatel, kui koostati esimene kogu Eesti territooriumi hõlmav põhjavee kaitstuse kaart mõõtkavas 1:200 000 (Savitskaja *et al.*, 1982). Tollane metoodika põhines peamiselt reoainete infiltratsiooniaja

hindamisel ning keskendus pinnakatte paksuse ja litoloogilise koostise mõjule reoainete liikumisel põhjaveeni. Kaitstuse hindamisel eeldati, et infiltratsioon toimub vertikaalsuunaliselt ning peamiseks reostusallikateks on põllumajandus- ja kommunaalreovesi (Savitskaja *et al.*, 1982). Esimestel kaartidel jagati põhjavee kaitstus nelja klassi: kaitsmata, nõrgalt kaitstud, keskmiselt kaitstud ja kaitstud põhjaveega alad.

Eesti põhjavee kaitstuse kaardistamise metoodika edasine areng põhines suuresti L. Savitskaja poolt 1992. aastal koostatud Eesti põhjavee kaitstuse ja antropogeense koormuse kaardi tugilegendil (Savitskaja 1992). Tugilegendis määratleti põhjavee kaitstuse klassid pinnakatte litoloogia ja paksuse alusel ning loodi ühtne klassifikatsioonisüsteem, mida hakati kasutama järgnevatel kümnenditel valminud regionaalsetel ja suuremõõtkavalistel kaartidel (Perens 2001). Metoodika keskseks põhimõtteks kujunes arusaam, et põhjavee kaitstuse määrab eeskätt reoainete liikumise kiirus läbi pinnakatte esimese aluspõhjalise põhjaveekihi.

2000. aastate alguses sai põhjavee kaitstuse süstemaatiline kaardistamine Eestis uue hingamise seoses Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) rakendamisega ning vajadusega toetada veemajanduskavade koostamist. Selle tulemusena valmis kogu Eestit kattev põhjavee kaitstuse kaart mõõtkavas 1:400 000 (Perens 2001), mille koostamisel lähtuti rahvusvahelistest põhjavee kaitstuse kaardistamise juhenditest ja standardlegendidest (Vrba ja Zaporozec 1994; Struckmeier ja Margat 1995). Kuigi kaart oli pigem üldistatud ning koostatud osaliselt piiratud alusandmete põhjal, kujunes sellest oluline alusmaterjal põhjavee kaitsega seotud planeerimis- ja keskkonnaotsuste tegemisel.

Paralleelselt väikesemõõtkavaliste kaartidega alustati Eestis ka põhjavee kaitstuse detailsemat kaardistamist mõõtkavas 1:50 000 geoloogilise baaskaardistamise osana (Perens *et al.*, 2002). Tänapäeval on seni Eestis põhjavee kaitstuse kaardistamisel kasutatud peamiselt Maa-ameti (2015) koostatud geoloogilise digitaalkaardistamise juhendit, mis tugineb nii rahvusvahelistele hüdrogeoloogiliste kaartide standarditele kui ka Eesti varasematele põhjavee kaitstuse klassifikatsioonidele. Metoodika aluseks on hüdrogeoloogiliste tingimuste meetod (ingl *hydrogeological complex and settings method*), mille puhul hinnatakse geoloogiliste ja hüdrogeoloogiliste tingimuste mõju reoaine levikule maapinnalt põhjaveeni (Vrba ja Zaporozec 1994).

Eestis hinnatakse põhjavee kaitstust peamiselt pinnakatte litoloogia ja paksuse alusel. Põhjavee kaitstuse klasside määramisel võetakse esmalt aluseks esimese aluspõhjalise veekompleksi või Kvaternaari veekompleksi põhjaveekihi levikuala. Seejärel eristatakse piirkonnad pinnakatte

omaduste järgi ning määratakse neile vastav kaitstuse klass (Maa-amet 2015). Lisaks pinnakatte paksusele ja litoloogiale arvestatakse ka põhjavee kaitstust mõjutavaid geoloogilisi nähtusi, näiteks karstialasid, alvareid, regionaalsete veepidemete levikut, mattunud orgusid ning põhjavee ülevoolualasid.

Veeseaduse § 68 lõike 3 kohaselt jaotatakse Eesti territoorium viide põhjavee kaitstuse klassi, milleks on kaitsmata, nõrgalt kaitstud, keskmiselt kaitstud, suhteliselt kaitstud ja kaitstud põhjaveega alad (Veeseadus 2019). Kaitsmata põhjaveega aladeks loetakse näiteks karstialad ning piirkonnad, kus põhjaveekihti katab vähem kui kahe meetri paksune moreenikiht. Kõige paremini kaitstud aladeks peetakse piirkondi, kus põhjaveekiht on kaetud regionaalse veepidemega või paksu savika pinnakattega (Maa-amet 2015).

Eesti põhjavee kaitstuse kaardistamise metoodika oluline tunnus on selle suhteline lihtsus. Meetod ei arvesta otseselt reoainete füüsikalis-keemilisi omadusi ega ka looduslikku isepuhastusvõimet pinnases ja põhjavees, vaid keskendub eelkõige reoainete võimaliku liikumistee pikkusele ja hüdrogeoloogiliste tingimuste kaitsevõimele (Perens 2001). Selline lähenemine võimaldab küll koostada ühtseid ja lihtsasti interpreteeritavaid kaarte, kuid jätab samas olulise osa põhjavee kaitstuse keerukusest käsitlemata.

Kuigi eespool mainitud põhjavee kaitstuse klasside määramise põhimõtted on Eestis püsinud alates 1980. aastatest enamjaolt samad, on kaardistamise tehniline pool viimastel aastakümnetel siiski märkimisväärselt arenenud. Kaasaegne põhjavee kaitstuse kaardistamine tehakse geoinfosüsteemide (GIS) põhistes andmebaasides ning ka kaardikihte hallatakse digitaalsete ruumiantmetena, mis on kõigile kättesaadavad (Eesti Geoloogiateenistus 2026). Digitaalsete ruumiantmete kasutamise eeliseks on võimalus põhjavee kaitstuse kaarte hõlpsamini uuendada, analüüsida ja kombineerida teiste keskkonnaandmetega, sealhulgas maakasutuse ja reostusallikate paiknemise infoga.

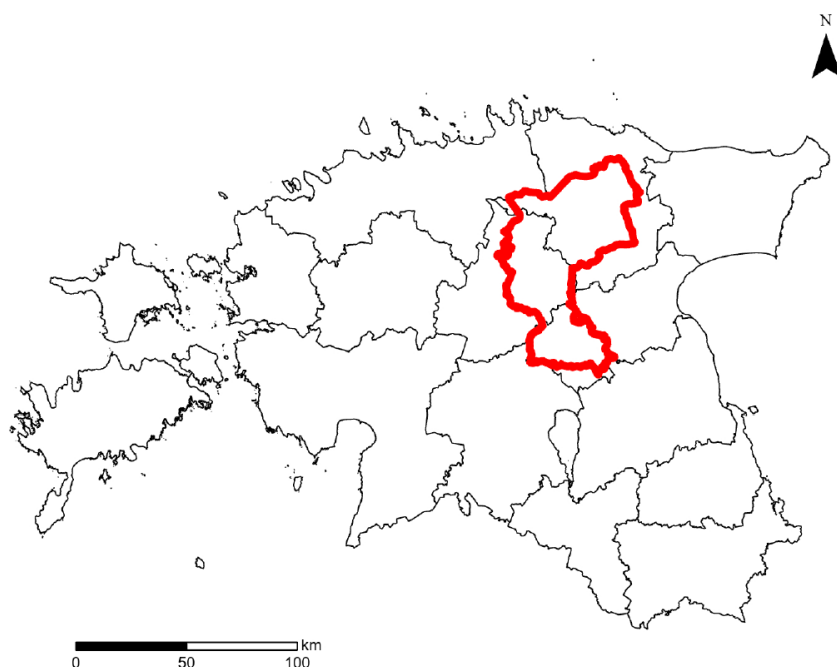
Siiski on viimastel aastatel hakatud Eestis otsima võimalusi põhjavee kaitstuse hindamise metoodika edasiarendamiseks. Üheks oluliseks ja perspektiivseks arengusuunaks on rahvusvaheliselt levinud indeksipõhiste meetodite, eeskätt DRASTIC-metoodika, kohandamine Eesti geoloogilistele tingimustele (Männik 2020; Männik ja Karro 2023; Männik *et al.*, 2023). Võrreldes hetkel kasutusel oleva traditsioonilise Eesti metoodikaga, võimaldavad sellised lähenemised kasutada suuremat hulka ruumilisi parameetreid ning hinnata põhjavee kaitstust objektiivsemalt. Käesoleva magistritöö eesmärk on koostada selline objektiivsem

kaart nitraaditundliku ala piires, kasutades DRASTIC-L-metoodikat, mille puhul arvestatakse põhjavee kaitstuse hindamisel lisaks hüdrogeoloogilistele teguritele ka maakasutuse mõju.

3. Andmed ja metoodika

3.1 Uuringuala

Käesoleva töö uuringualaks on nitraaditundlik ala Eestis (NTA), mis asub Pandivere ja Adavere-Põltsamaa piirkonnas (Joonis 1). Ala jääb Lääne-Viru, Järva ja Jõgeva maakonna piiridesse kogupindalaga 3250 km². Valiku tegemisel mängis rolli hiljuti Tartu Ülikooli geoloogia osakonna poolt teostatud hüdrogeoloogiline uuring (Jõelet et al., 2024), mille raames selgitati saasteainete liikumist ja päritolu nitraaditundliku ala põhjavees. Uuringu tulemusena järelitati muuhulgas ka seda, et suundumus on põhjavee seisundi halvenemisele.



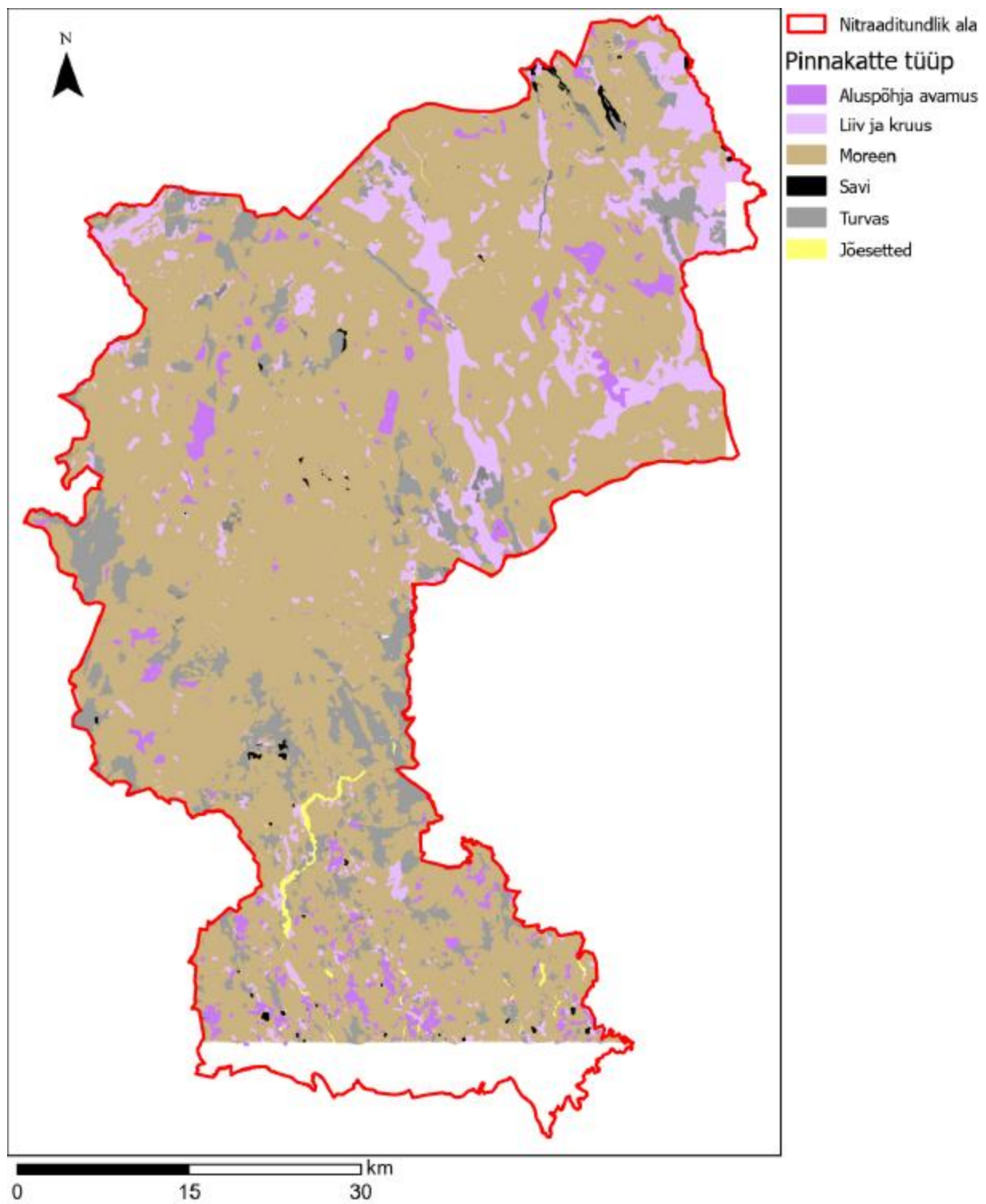
Joonis 1. Käesoleva magistritöö uuringuala, nitraaditundlik ala, märgitud joonisele punase joonega (aluskaart: ArcGIS, nitraaditundliku ala piir: EELIS-e WFS teenus)

Nitraaditundlik ala asub piirkonnas, kus esimene aluspõhjaline veekompleks on Siluri-Ordoviitsiumi karbonaatsete kivimite põhjaveekompleks. Põhjavee kaitstust hinnatakse esimese aluspõhjalise veekompleksi kohta (Eesti Geoloogiateenistus 2022). Tingitult oma geoloogilisest ehitusest on Pandivere nitraaditundlik ala oluline põhjaveevarude moodustumise piirkond, kuna Pandivere kõrgustikult toimub intensiivne põhjavee infiltratsioon. Ka Adavere-Põltsamaa osa nitraaditundlikust alast, mis asub Kesk-Eesti tasandikul, on põhjavee toitealaks,

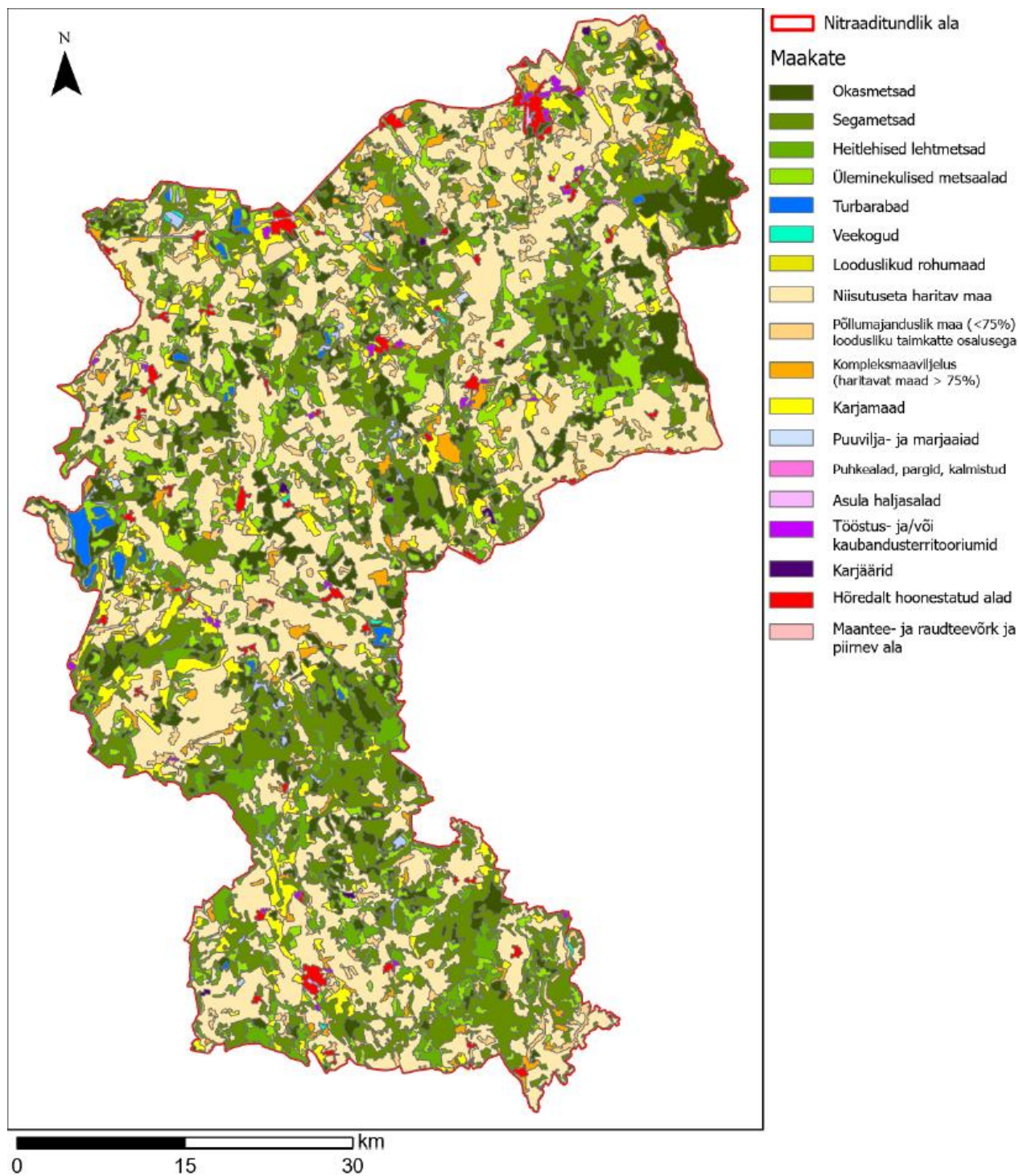
kuid kohalikumal skaalal võrreldes Pandivere alaga. Terve uuringuala piires leviv Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekompleks on seega tundlik reostuse suhtes, kuna toitub peamiselt sademeveest ja paikneb tihtipeale vaid õhukese pinnakatte all (Perens 2001).

Pinnakatte tüüpidest on uuringuala piirkonnas enam levinud moreenid (gQ1jr3) ja turbaalad (bQ2) (Joonis 2). Uuringuala põhjaosas on esindatud ka glatsiofluviaalsed setted (liivad ja kruusad, fgQ1jr3). Pinnakatte paksused jäävad terve ala piires küll vahemikku 1-45 m, kuid suuremad paksused on siiski esindatud piiratult (Suuroja *et al.*, 2015). Valdavalt on nitraaditundliku ala Pandivere piirkonnas pinnakate õhuke, alla 5 m, ja Adavere-Põltsamaa piirkonnas 2-5 m (Kliimaministeerium 2025). Ala piires asuvad ka pae- ja karstialad, mis on määratud kaitsmata põhjaveega aladeks, kuna neil on õhuke pinnakate paksusega kuni 2 meetrit (Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala kaitse-eeskiri 2003). Esimese aluspõhjalise veekihi kvaliteet on seega õhukese pinnakatte ja halva kaitstuse tõttu oluliselt mõjutatud inimtegevusest tingitud reostusest.

Maakasutus on nitraaditundliku ala piires varieeruv (Joonis 3). NTA ulatuses domineerivad eelkõige erinevad intensiivselt kasutatavad haritavad maad, mis paiknevad tiheda mosaiigina veekogude, metsalaikude ja hajusa asustuse vahel. Erinevad põllumajanduslikud maad moodustavad ~45% nitraaditundliku ala kogupindalast. Teise olulise osana katavad ala metsaalad, hõlmates ~46% kogupindalast. Ala piires esinevad väiksema pindalaga ka turbaalad, veekogud ja looduslikud rohumaad, moodustades kokku ainult ~1% NTA pindalast. Karjamaad moodustavad ~6% ning ülejäänud ~2% moodustavad hoonestus ja infrastruktuur. Kokkuvõttes kujutab NTA endast piirkonda, kus intensiivne põllumajanduslik tegevus ja looduslikud alad on tihedalt põimunud, luues kõrge tundlikkusega süsteemi, kus põhjavee kvaliteet sõltub otseselt sellest, kui tõhusalt suudetakse tasakaalustada majandustegevust ja põhjavee kaitset.



Joonis 2. Settetüübid NTA piires 1 : 50 000 baaskaardi kaardilehtede põhiselt (aluskaart: ArcGIS, nitraaditundliku ala piir: EELIS-e WFS teenus)



Joonis 3. Maakasutus NTA piires (aluskaart: ArcGIS, nitraaditundliku ala piir: EELIS-e WFS teenus, CORINE maakatte andmed: Keskkonnaportaal)

3.2 Lähteandmed

Enamik vajalikust andmestikust saadi Eesti puurkaevude andmebaasist (VEKA andmebaas 2026). Selleks tehti väljavõte EELIS-süsteemist puurkaevude andmete kohta 02.04.2026 seisuga nitraaditundlikul alal ja selle lähikümbruses olevate kaevude kohta (Keskkonnaagentuur 2026a). Parameetrid, mida iga puurkaevu kohta päriti, olid puuraugu katastri nr, koordinaadid, puurkaevu sügavus (m), põhjaveekompleks, staatiline veetase (m), proovipumpamise kestus (h), deebiit (l/s), alandus ja proovivõtuaeg. Põhjavee kaitstuse kaardi valideerimiseks tehti ka väljavõte EELIS-es olevatest põhjavee nitraadisisaldustest.

Andmebaasi väljavõttena saadud mahukas andmestik sorteeriti koordinaatide olemasolu ja veekompleksi alusel.

Lisaks eelnevale kasutati Eesti Geoloogiateenistuse koostatud netoinfiltratsiooni andmeid, mis pärinevad üle-eestilisest mudelist (Hunt *et al.*, 2024). Analüüside jaoks vajaliku maapinna reljeefi saamiseks kasutati kõrgusmudelit lahutusega 10 m (Maa- ja Ruumiamet 2026). Maakasutuse analüüsiks kasutati CORINE maakasutuse kaardikihti ja ka karstialade kihti (Keskkonnaagentuur 2026b). Kasutati ka Eesti geoloogilise baaskaardi geoandmebaasi andmeid ArcGIS-is (Eesti Geoloogiateenistus 2026; Maa- ja Ruumiamet 2026) ja Tartu Ülikoolis kaitstud Liina Hintsu magistritöö raames koostatud filtratsioonimooduli parameetri sisendandmeid (Hints 2025).

3.3 DRASTIC-L metoodika

Nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaardi koostamiseks kasutati DRASTIC-L-metoodikat, mis on kohandatud Eesti geoloogilisi tingimusi arvesse võtvaks (Männik *et al.*, 2023). Metoodika valiti, sest see hindab reaalselt reostusohklikkust, mitte ainult looduslikku kaitstust, kuna võtab arvesse ka reaalselt maakasutust. L-parameeter võimaldab hinnata erinevate maakasutusviiside mõju põhjavee kaitstusele.

3.3.1 Põhjaveekihi survetase – D

D-parameetri koostamisel lähtuti Männik *et al.*, (2023) poolt Eesti tingimuste jaoks välja töötatud põhjavee survetaseme käsitlesest. Parameeter iseloomustab staatilise põhjaveetaseme ja aluspõhja pealispinna omavahelist suhet. Kui staatiline põhjaveetase paikneb aluspõhja pealispinnast kõrgemal, käsitletakse seda põhjaveekihti surveksena. Surveline põhjavesi on üldjuhul paremini kaitstud, kuna piesomeetrilise taseme surve vähendab maapinnalt pärinevate reoainete vertikaalset infiltratsiooni põhjaveekihti.

Arvutuses kasutati puurkaevude staatilise veetaseme andmeid. Aluspõhja pealispinna kõrgus saadi, lahutades pinnakatte paksus Eesti kõrgusmudelist. D-parameetri väärtus arvutati nende kahe näitaja vahena ning negatiivsed väärtused tähistasid surveist põhjavett. Saadud tulemustele anti hinnang, kasutades Männik *et al.*, (2023) väljapakutud vahemikke. D-parameetri kaalukus on 5 (Tabel 1).

Tabel 1. Põhjaveekihi surge- või veetaseme väärtuse vahemikud, nende hinnang ja D-parameetri kaalukus Männik *et al.*, (2023) käsitluse põhjal

Põhjaveetaseme sügavus võrreldes aluspõhja pealispinnaga (m)	Hinnang
< -10	10
-10...-5	9
-5...-1	7
-1...0	6
0...1	5
1...3	3
3...5	2
> 5	1
D-parameetri kaalukus: 5	

3.3.2 Netoinfiltratsioon – R

Netoinfiltratsioon väljendab vee hulka, mis infiltreerub maapinnalt läbi aeratsioonivööndi ning jõuab põhjaveekihti ühe aasta jooksul pindalaühiku kohta (mm/a). Tegemist on olulise näitajaga põhjavee kaitstuse hindamisel, sest infiltreeruv vesi võimaldab koos sellega liikumatel reoainetel põhjaveeni jõuda. Samas on selle määramine keerukas, sest selle usaldusväärne hindamine sõltub mitmest hüdrooloogilisest ja klimatoloogilisest sisendandmest (Healy 2010).

Netoinfiltratsiooni väärtused saadi Eesti Geoloogiateenistuse koostatud hüdrogeoloogilisest mudelist (Hunt *et al.*, 2024). Mudelist saadi punktandmed, mis interpoleeriti ArcGIS-i keskkonnas rasterkujule tööriistaga *Natural Neighbour*. Puurkaevudele määrati rasterkihi põhjal netoinfiltratsiooni väärtused ning need klassifitseeriti Aller *et al.*, (1987) käsitluse põhisel. R-parameetri kaalukus on 4 (Tabel 2).

Tabel 2. Netoinfiltratsiooni väärtuste vahemikud, nende hinnang ja R-parameetri kaalukus Aller *et al.*, (1987) käsitluse põhjal

Netoinfiltratsioon (mm aastas ⁻¹)	Hinnang
0-50	1
50-100	3
100-175	6
175-250	8
> 250	9
R-parameetri kaalukus: 4	

3.3.3 Põhjaveekihi omadused – A

A-parameeter kirjeldab põhjaveekihti moodustavate kivimite omadusi, mis mõjutavad vee ja koos sellega ka reoainete liikumist põhjavees (Aller *et al.*, 1987). Eelkõige sõltub see kivimite poorsusest, lõhelisusest ja veejuhtivusest. Suurema veejuhtivusega põhjaveekihiid võimaldavad reoainetel kiiremini levida ning on seetõttu üldjuhul reostusele tundlikumad.

Aller *et al.*, (1987) käsitluses on A-parameetri klassid määratletud üldiselt ning nende rakendamine konkreetsetes piirkondades eeldab kohalike hüdrogeoloogiliste tingimuste arvesse võtmist. Käesolevas töös hinnati põhjaveekihi omadusi puurkaevude erideebiti põhjal. Erideebit väljendab puurkaevu veeandvust ühe meetri suuruse veetaseme alanemise kohta ($\text{l s}^{-1} \text{m}^{-1}$) ning võimaldab kaudselt hinnata põhjaveekihi filtratsiooniomadusi ja veejuhtivust.

Erideebiti väärtused arvutati puurkaevude deebiti ja alanduse andmete põhjal, jagades puurkaevu deebiti vastava alanduse väärtusega. Parameetri klassifitseerimisel lähtuti Männiku (2020) töös kasutatud põhimõttest ning Eesti Geoloogiateenistuse veekomplekside kaardistusjuhendist (Eesti Geoloogiateenistus 2022). Vastavalt juhendile käsitletakse veekompleksi sarnaste hüdrogeoloogiliste omadustega kivimkehade kogumina, mille filtratsiooni- ja veejuhtivusomadused võivad siiski varieeruda. Käesolevas töös seostati puurkaevude erideebiti väärtused vastava põhjaveekompleksi tüübiga. Nitraaditundlikul alal on tegemist karbonaatsete kivimite veekompleksiga. A-parameetri kaalukus on 3 (Tabel 3).

Tabel 3. Põhjaveekihi omaduste hinnang ja A-parameetri kaalukus Männik (2020) käsitlese põhjal

Tunnus	Hinnang
Karbonaatsete kivimite veekompleks, veeandvusega < 0,1–1,0 l/s/m	9
Karbonaatsete kivimite veekompleks, veeandvusega 0,1–0,5 l/s/m	9
Karbonaatsete kivimite veekompleks, veeandvusega 0,5–1,0 l/s/m	9
Karbonaatsete kivimite veekompleks, veeandvusega 1,0–5,0 l/s/m	10
Karbonaatsete kivimite veekompleks, veeandvusega > 5,0 l/s/m	10
A-parameetri kaalukus: 3	

3.3.4 Pinnakatte omadused – S

S-parameetri ehk pinnakatte omaduste hindamisel lähtuti samuti Männik *et al.*, (2023) poolt välja töötatud käsitlesest, mille kohaselt on Eestis pinnakatte litoloogial ja paksusel eriti oluline roll põhjavee kaitstuse kujunemisel, kuna põhjaveekihti katavad sageli heterogeensed Kvaternaari ladestu setted, mille veejuhtivus ja kaitsevõime varieeruvad märkimisväärselt.

Pinnakatte litoloogia info saadi Eesti geoloogiliselt baaskaardilt (Eesti Geoloogiateenistus 2026). Litoloogia infole lisati juurde ka karstialade kiht (Keskkonnaagentuur 2026b).

Seejärel määrati sarnaselt Männik *et al.*, (2023) käsitlesele S-parameetri hinnang 1-10 pinnakatte litoloogiliste kirjelduste põhjal, kasutades ArcGIS-i tööriista *Calculate field*. S-parameetri kaalukus on 5 (Tabel 4).

Tabel 4. Pinnakatte omaduste hinnang ja S-parameetri kaalukus Männik *et al.*, (2023) käsitlese põhjal

Pinnakattetüüp	Hinnang	Pinnakattetüüp	Hinnang
Savi	1	Eriteraline liiv	8
Viirsavi	1	Liiv orgaanikaga	8
Mereline muda	2	Peenliiv	8
Järvemuda	2	Kruusliiv	8
Järvelubi	2	Jämeliiv	9
Liivakas viirsete	4	Kruus	9
Aleuriit	6	Klibu	9
Rabaturvas	6	Veerised ja munakad	9
Madalsooturvas	6	Tehnogeensed setted	10
Moreen	7	Aluspõhja avamus	10
Jõesetted	7	Aluskorra avamus	10
Nõlvasetted	7	Karstiala	10
S-parameetri kaalukus: 5			

3.3.5 Topograafia – T

T-parameeter ehk topograafia kirjeldab maapinna reljeefi ja nõlvakallet, mis mõjutavad sademevett ning koos sellega võimalike reoainete liikumist maapinnal. Väikese kallakusega aladel on vee maapinda infiltreerumise tõenäosus suurem, samas kui järsematel nõlvadel suureneb pindmine äravool ning reoainete vertikaalne liikumine põhjaveeni on piiratum (Aller *et al.*, 1987).

Topograafia parameetri määramiseks kasutati LiDAR-kõrguspunktidest maapinna kõrgusmudelit lahutusega 10 m (Maa- ja Ruumiamet 2026). Nõlvakalded arvutati ArcGIS-is kasutades *Slope* tööriista, mille tulemusel loodi uuringuala kallakuid kirjeldav rasterkiht. Saadud nõlvakalde väärtuste põhjal anti lähtudes Aller *et al.*, (1987) käsitlesest hinnangud 1-10. T-parameetri kaalukus on 1 (Tabel 5).

Tabel 5. Nõlvakalde väärtuste vahemikud, nende hinnang ja T-parameetri kaalukus Aller *et al.*, (1987) käsitleluse põhjal

Vahemik (%)	Hinnang
0-2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
> 18	1
T-parameetri kaalukus: 1	

3.3.6 Pinnakatte paksus – I

Pinnakatte paksuse parameetri käsitlemisel lähtuti Männik *et al.*, (2023) kohandatud meetodikast, mille kohaselt mõjutab pinnakatte paksus otseselt reoainete liikumisteede maapinnalt põhjaveekihti. Paksem pinnakate pikendab infiltratsiooniteed ning aeglustab reoainete jõudmist põhjavette. Seetõttu loetakse suurema pinnakatte paksusega alad üldjuhul paremini kaitstuks. Eesti tingimustes on pinnakatte paksus põhjavee kaitstuse hindamisel oluline, sest kvaternaarisetete paksus varieerub ruumiliselt märkimisväärselt, seda ka nitraaditundliku ala piires.

Pinnakatte paksuse jooned saadi sarnaselt litoloogiale Eesti geoloogiliselt baaskaardilt (Eesti Geoloogiateenistus 2026). ArcGIS-is, kasutades tööriista *Vertices To Points*, tehti pinnakatte paksuse jooned punktideks ja koostati nende põhjal rasterpind tööriistaga *Natural Neighbor*. Saadud rasteri põhjal klassifitseeriti väärtused ja anti hinnang Männik *et al.*, (2023) käsitleluse põhjal. I-parameetri kaalukus on 5 (Tabel 6).

Tabel 6. Pinnakatte paksuse väärtuste vahemikud, nende hinnang ja I-parameetri kaalukus Männik *et al.*, (2023) käsitleluse põhjal

Vahemik (m)	Hinnang
0-2	10
2-5	9
5-10	7
10-20	5
20-40	3
> 40	1
I-parameetri kaalukus: 5	

3.3.7 Filtratsioonimoodul – C

Filtratsioonimoodul kirjeldab kivimite veejuhtivust ehk vee liikumise kiirust poorides ja lõhedes. Kuna koos infiltreeruva veega võivad pinnasest põhjaveekihti kanduda ka reoained, võimaldab filtratsioonimoodul hinnata võimaliku reostuse levimise kiirust põhjavees. Vee liikumist mõjutavad enim kivimite poorsus, lõhelisus ja tühimike hulk. C-parameetri kaalukus on 3 (Aller *et al.*, 1987).

Filtratsioonimooduli andmed saadi Hints (2025) magistritöö raames tehtud üle-eestilisest andmestikust. Saadud sisendi põhjal koostati ArcGIS-is rasterkiht tööriistaga *Natural Neighbor* ning anti Aller *et al.*, (1987) käsitluses toodud väärtusvahemike põhjal hinnangud (Tabel 7).

Tabel 7. Filtratsioonimooduli väärtuste vahemikud, nende hinnang ja C-parameetri kaalukus Aller *et al.*, (1987) käsitluse põhjal

Vahemik (m/d)	Hinnang
0,04-4	1
4-12	2
12-28	4
28-40	6
40-80	8
> 80	10
C-parameetri kaalukus: 3	

3.3.8 Maakasutus – L

DRASTIC-L-metoodikas käsitletakse maakasutust täiendava parameetrina, mille eesmärk on võtta arvesse inimtegevusest tulenevat survet põhjaveele. L-parameeter kirjeldabki erinevaid maakasutuse kategooriaid, mis mõjutavad põhjavee reostusriski ning seeläbi põhjavee kaitstust. Näiteks põllumajandus ja linnastunud alad avaldavad põhjavee kvaliteedile suuremat mõju kui loodusliku taimkattega alad (Männik *et al.*, 2025). Parameetri kaasamine on seega eriti oluline just nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse hindamisel, kuna alal on kestnud pikaajaline intensiivne põllumajandustegevus.

L-parameetri koostamiseks kasutati CORINE maakasutuse kaardikihti (Keskkonnaagentuur 2026b), millele anti maakasutuse kategooria põhjal hinnang ja tehti rasterkiht, kasutades tööriista *Feature to Raster*. Et rõhutada parameetri olulisust, on L-parameetri kaalukus 5 (Tabel 8).

Tabel 8. Maakasutuse kategooria hinnang ja L-parameetri kaalukus (Wang *et al.*, 2022; Goodarzi *et al.*, 2022)

Kategooria	Hinnang	Kategooria	Hinnang
Hõredalt hoonestatud alad	10	Kompleksmaaviljelus (haritavat maad > 75%)	8
Tööstus- ja/või kaubandusterritooriumid	10	Põllumajanduslik maa (< 75%) loodusliku taimkatte osalusega	8
Maantee- ja raudteevõrk ja piirnev ala	10	Heitlehised lehtmetsad	2
Lennuväljad	10	Okasmetsad	2
Karjäärid	10	Segametsad	2
Asula haljasalad	10	Looduslikud rohumaad	2
Puhkealad, pargid, kalmistud	10	Üleminekuline metsaala	2
Niisutuseta haritav maa	8	Sisemaa sood	1
Puuvilja- ja marjaaiad	8	Turbaraba	1
Karjamaad	8	Veekogud	1
L-parameetri kaalukus: 5			

3.3.9 Põhjavee kaitstuse indeksi jaotus klassideks

Tulemuseks saadud kaheksa rasterfaili abil arvutati kaitstuse indeksi (D_i) väärtus, lähtudes Aller *et al.*, (1987) DRASTIC valemist (1). Rasterpõhise lähenemise puhul tehti arvutused ArcGIS-i tööriistaga *Raster Calculator*, kasutades valemit (2), mis arvestas kõikide parameetrite hinnangute rasterfaile ja neile antud kaalukust:

$$D_i = D \times 5 + R \times 4 + A \times 3 + S \times 5 + T \times 1 + I \times 5 + C \times 3 + L \times 5, \quad (2)$$

Arvutatud põhjavee kaitstuse indeksid jäid vahemikku 81-264. Kuna indeks (D_i) on dimensioonitu näitaja, jagatakse selle väärtused tavapäraselt klassidesse, millele omistatakse kvalitatiivne tähendus. Eesti tingimustes lähtuti klasside moodustamisel veeseaduses sätestatud põhjavee loodusliku kaitstuse jaotusest, mille kohaselt eristatakse kaitstud, suhteliselt kaitstud, keskmiselt kaitstud, nõrgalt kaitstud ja kaitsmata põhjaveega alasid (Veeseadus 2019).

Kirjanduses puudub ühtne metoodika põhjavee kaitstuse indeksite klassifitseerimiseks ning klassipiiride valik sõltub sageli uuringu eesmärgist ja kasutatavast andmestikust. Kõige levinumaks lähenemiseks on võrdsete väärtusvahemike kasutamine, mida rakendasid Aller *et al.*, (1987) originaalses DRASTIC-metoodikas. Lisaks on kasutatud ka geomeetrilisi väärtusvahemikke (Kazakis ja Voudouris 2015) ning protsentiilipõhist klassifitseerimist (Hamza *et al.*, 2017). Eestis rakendasid Männik *et al.*, (2023) DRASTIC-metoodika katsetamisel Hamza *et al.*, (2015) lähenemist, mille puhul jagati indeksid klassidesse protsentiilide alusel. Sellisel juhul moodustasid madalamad protsentiilid kaitstud alad ning kõrgemad kaitsmata alad.

Käesolevas töös katsetati indeksite klassifitseerimisel nii võrdseid väärtusvahemikke kui ka protsentiilipõhist jaotust. Mõlemat meetodit hinnati nii kaardipildi visuaalse tõlgendatavuse kui ka olemasolevate 1:50 000 ja 1:400 000 põhjavee kaitstuse kaartidega võrdlemise kaudu. Võrdsete väärtusvahemike rakendamisel osutus kaitstuse hinnang võrreldes olemasolevate põhjavee kaitstuse kaartidega üldiselt madalamaks. Seejuures oli märgata, et tulemused koondusid peamiselt keskmiste indeksiväärtuste ümber, mille tõttu domineerisid kaardil eeskätt nõrgalt ja keskmiselt kaitstud alad.

Sobivaimaks meetodiks valiti protsentiilid (Hamza *et al.*, 2015), mis on sobitatud vastavaks veeseaduses sätestatud põhjavee loodusliku kaitstuse klasside jaotusele (Veeseadus 2019; Männik 2020). Saadud väärtusvahemikud, mille põhjal koostati DRASTIC-L-meetodiga kaart, on toodud tabelis 9.

Tabel 9. DRASTIC-L-metoodika kaitstuse indeksi (D_i) väärtuste vahemikud ja neile määratud põhjavee kaitstuse klassid

Kaitstuse klass	D_i väärtuste vahemiku % (81-264)	D_i väärtused
Kaitstud ala	0-10	81-133
Suhteliselt kaitstud ala	10-28	134-149
Keskmiselt kaitstud ala	29-46	150-165
Nõrgalt kaitstud ala	47-64	166-183
Kaitsmata ala	65-100	184-264

Pärast DRASTIC-L põhjavee kaitstuse indeksi (D_i) arvutamist ja klassidesse jaotamist tehti sama ka kasutades ainult D, R, A, S, T, I ja C parameetreid. Eesmärgiks oli võrrelda kahe kaardi erinevust ja hinnata maakasutuse ehk L-parameetri olulisust põhjavee kaitstuse hindamisel.

DRASTIC-metoodikat kasutades jäid kaitstuse indeksi väärtused vahemikku 71-220. DRASTIC-kaardi koostamisel kasutatud väärtuste vahemikud on nähtavad tabelis 10.

Tabel 10. DRASTIC-metoodika kaitstuse indeksi (D_i) väärtuste vahemikud ja neile määratud põhjavee kaitstuse klassid

Kaitstuse klass	D_i väärtuste vahemiku % (71-220)	D_i väärtused
Kaitstud ala	0-10	71-115
Suhteliselt kaitstud ala	10-28	116-134
Keskmiselt kaitstud ala	29-46	135-149
Nõrgalt kaitstud ala	47-64	150-165
Kaitsmata ala	65-100	166-220

3.4 Tulemuste valideerimine

3.4.1 Võrdlemine olemasolevate Eesti põhjavee kaitstuse kaartidega

Antud töö tulemusena valmis nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, kasutades DRASTIC-L-metoodikat. Samuti koostati DRASTIC-metoodikaga kaart, et võrrelda nende omavahelist erinevust. Saadud tulemusi hinnati ja võrreldi ka olemasolevate põhjavee kaitstuse kaartidega mõõtkavades 1:50 000 ja 1:400 000. Võrdluse eesmärk oli selgitada välja alad, kus kaitstuse hinnangud erinevad enim, ning anda hinnang võimalikele põhjustele, mis selliseid lahknevusi võivad tingida.

3.4.2 NO₃ sisaldused uuringuala põhjavees

Nitraaditundliku ala puhul on tegu piirkonnaga, kus on toimunud aastatepikkune intensiivne põllumajandustegevus, millega on kaasnenud lämmastikureostus. Seetõttu on piirkonnas juba pikemat aega viidud läbi põhjavee keemilise koostise seiret, mille tulemusena on kogunenud piisavalt suur hulk nitraadisisalduse määranguid, mida põhjavee kaitstuse kaardi valideerimiseks kasutada.

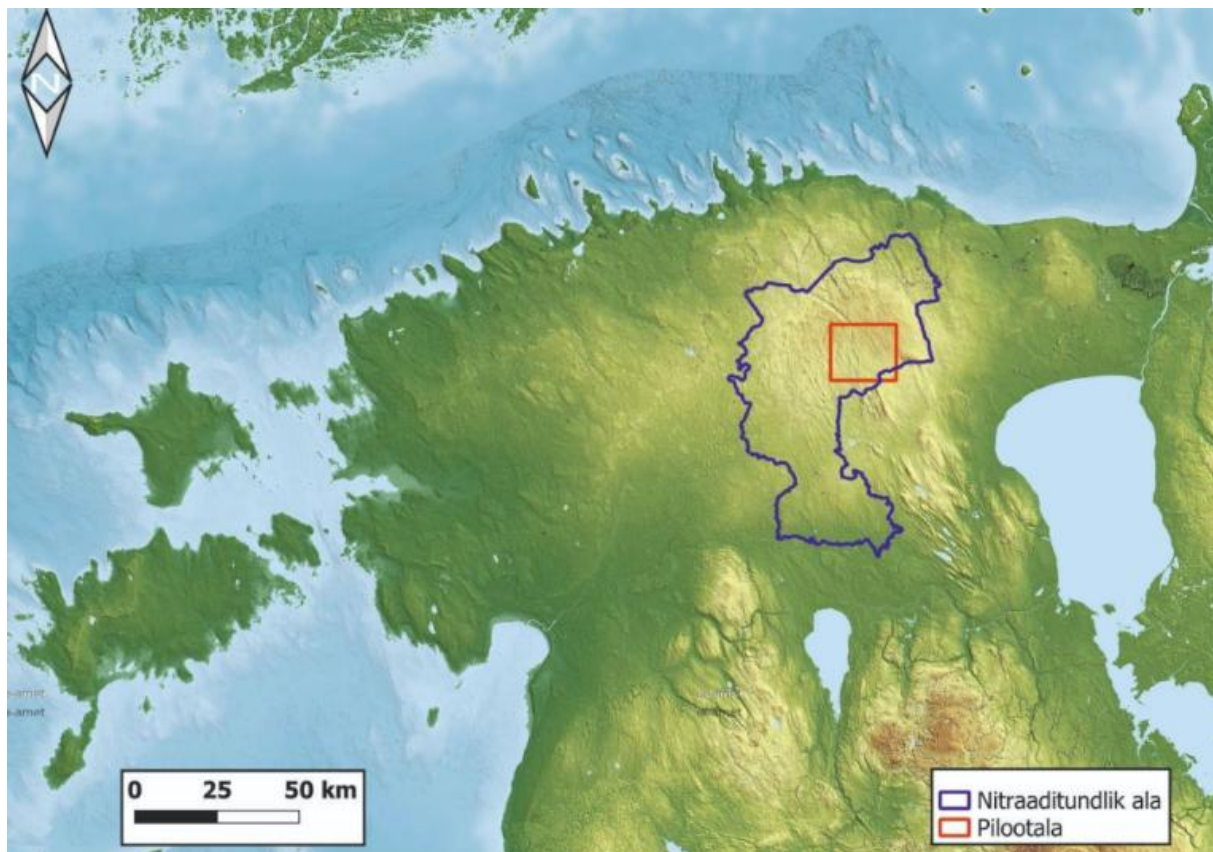
Nitraatide kontsentratsioon põhjavees on oluline joogivee kvaliteedi indikaator, kuna nende kõrgem sisaldus on selge inimtekkelise reostuse marker. Looduslikult on nitraatide tase põhjavees madal, seega kõrgemad sisaldused viitavad just otseselt inimtegevusele, peamiselt põllumaa väetamisele. Nitraaditundlikuks loetakse Euroopa Liidu nitraadidirektiivi alusel piirkonda, kus põllumajanduslik tegevus on põhjustanud või võib põhjustada nitraatiooni sisalduse põhjavees üle 50 mg/l (Council Directive 91/676/EEC 1991). Kuigi direktiivi eesmärk

on veekogusid kaitsta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest ja selleks on paika pandud ka piirangud, ei ole Eestis direktiivi täitmise aruannete põhjal nitraadisisalduste vähenemist põhjavees märgata. Viimases aruandes, mis keskendus perioodile 2020-2023, on välja toodud, et võrreldes eelmise aruandlusperioodiga (2016-2019) on nitraaditundliku ala piires seirejaamade keskmine nitraadisisaldus tõusnud 3,4 mg/l ehk 11% ja alates 2010. aastast on keskmine sisaldus tõusnud lausa 61% (Eek *et al.*, 2024). Seega on Eesti seisukohast oluline nitraatide sisalduse seire ja nitraadid on käesolevas töös asjakohane parameeter, millega teostada töö tulemusel valminud nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaardi valideerimist.

Käesoleva magistritöö raames koostatud DRASTIC-L- ja DRASTIC-kaartide valideerimiseks viidi läbi statistiline analüüs RStudio keskkonnas. Usaldusväarsuse kontrollimiseks kasutati uuringuala piires olevate puurkaevude nitraadisisaldusi, et kontrollida seoseid nitraadisisalduse ja põhjavee kaitstuse indeksite vahel. Selleks arvutati skripti abil Spearmani korrelatsioonikordaja ning determinatsioonikordaja, et hinnata seoste tugevust ja vastavust võrreldavate andmetike vahel. Spearmani korrelatsioon valiti eelkõige seetõttu, et see on vähem tundlik äärmuslike väärtuste ja kõrvalekallete suhtes ning võimaldab hinnata nii lineaarseid kui ka mittelineaarseid seoseid. Lisaks koostati ka korrelatsioonigraafikud tulemuste visuaalseks analüüsimiseks. Arvutused ja graafikud tehti ka ainult kuni 30 m sügavuseni ulatuvate kaevude nitraadisisaldusega. Analüüsiiti just kuni 30 m sügavuseni ulatuvaid kaeve, sest kuni 30 m sügavuseni maapinnast ulatub aktiivse veevahetuse tsoon ehk põhjavesi on rohkem mõjutatud maapinnal toimuvatest protsessidest. Sügavamal põhjavee liikumine aeglustub ja maapinnalt lähtuva potentsiaalse reostuse mõju väheneb.

Samuti koostati nitraaditundliku ala puurkaevude nitraadisisaldusi iseloomustav kaart. Selleks viidi EELIS-keskkonnast saadud ja puhastatud nitraadisisalduste andmetik ArcGIS-keskkonda tööriistaga *XY Table to Points*. Nitraadisisalduste põhjal interpoleeriti rasterkaart, kasutades tööriista *IDW*.

DRASTIC-L-kaardi valideerimiseks kasutati ka Tartu Ülikooli geoloogia osakonna poolt tehtud hüdrogeoloogilise uuringu tulemusi (Jõelet et al., 2024), mille raames modelleeriti nitraaditundliku ala pilootalal (Joonis 4) põhjavee ja saasteainete liikumise ning veehaarete toitealade suundi. Valideerimisel analüüsiiti DRASTIC-L-kaardil pilootala piires nitraadisisalduse seoseid põhjavee kaitstusega. Keskenduti eriti kohtadele, kus nitraadisisaldus puurkaevus oli kõrge, aga tegemist oli suhteliselt kaitstud alaga. Selliste paikade puhul vaadati, millise maakasutusega on konkreetsetes punktis ja ka veehaarde modelleeritud toiteala suunas tegu ning kas see seletab nitraatide kõrget sisaldust põhjavees vaatamata kõrgemale kaitstusele.



Joonis 4. Jõelett *et al.*, (2024) hüdrogeoloogilise uuringu pilootala asukoht Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundlikul alal

3.5 Tehisintellekti kasutamine

Käesoleva magistritöö koostamisel kasutati tehisintellekti rakendust ChatGPT (OpenAI 2026) abivahendina tõlkimisel ja vajalike Pythoni skriptide koostamisel. Tehisarurakendust ei kasutatud tulemuste genereerimiseks ega andmete analüüsimiseks. ChatGPT väljundeid ei kasutatud töös tsitaatidena, vaid üksnes tööprotsessi toetava abivahendina.

4. Tulemused

4.1 Nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaardid

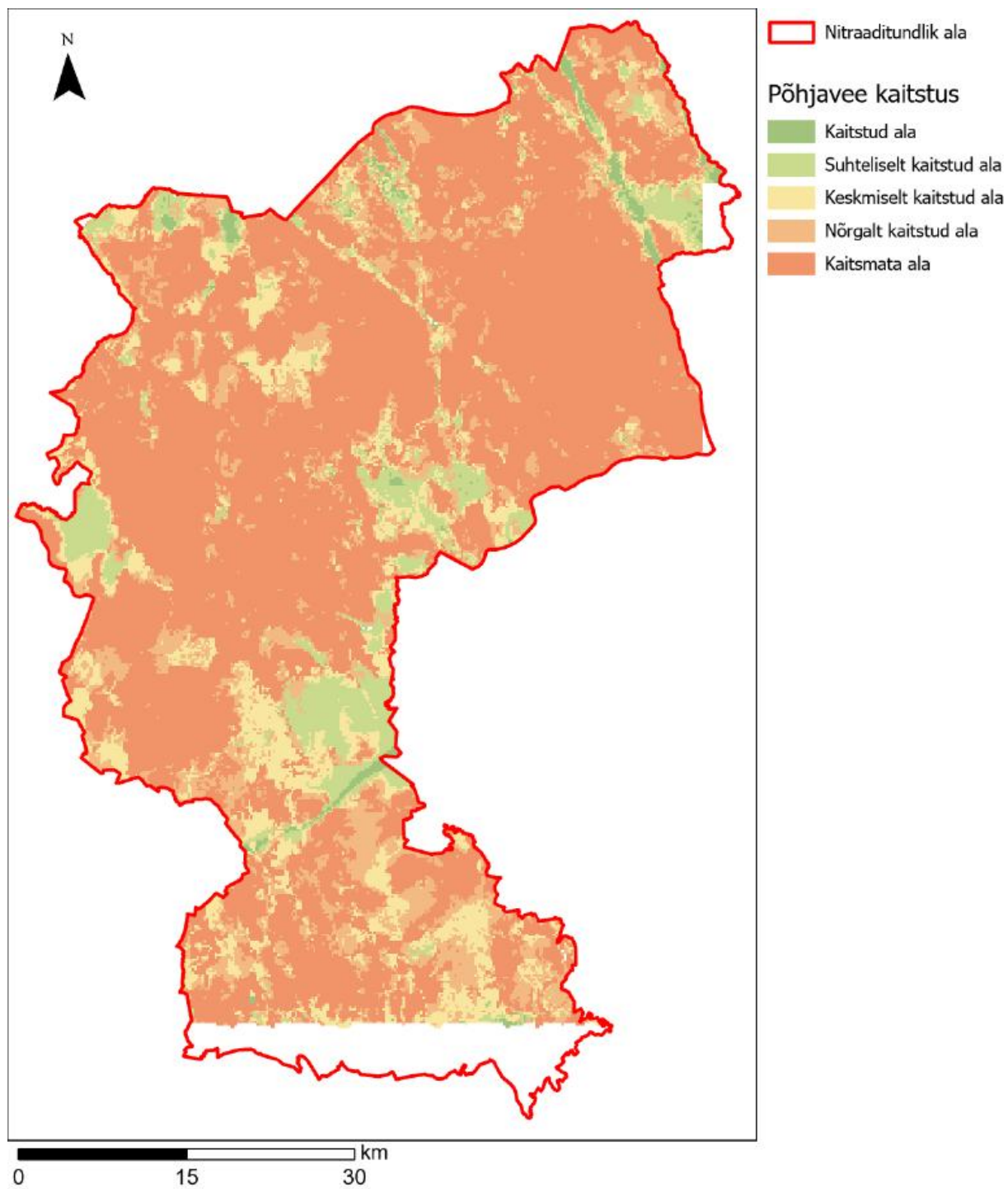
Töö tulemusena koostati nitraaditundlikule alale uued põhjavee kaitstuse kaardid, kasutades nii DRASTIC-L (Joonis 5) kui ka DRASTIC-metoodikat (Joonis 6).

DRASTIC-L-metoodikaga koostatud kaardi tulemused näitasid selget ruumilist domineerimist nõrgalt kaitstud ja kaitsmata alade osas, moodustades vastavalt ~15% ja ~66% NTA kogupindalast. Keskmiselt kaitstud alad ehk piirkonnad, kus kaitstus on osaliselt parem, kuid reostusohu ei ole siiski madal, moodustavad ~11%. Kõige väiksema osa alast moodustavad suhteliselt kaitstud ning kaitstud alad, olles ~7% ja ~1%.

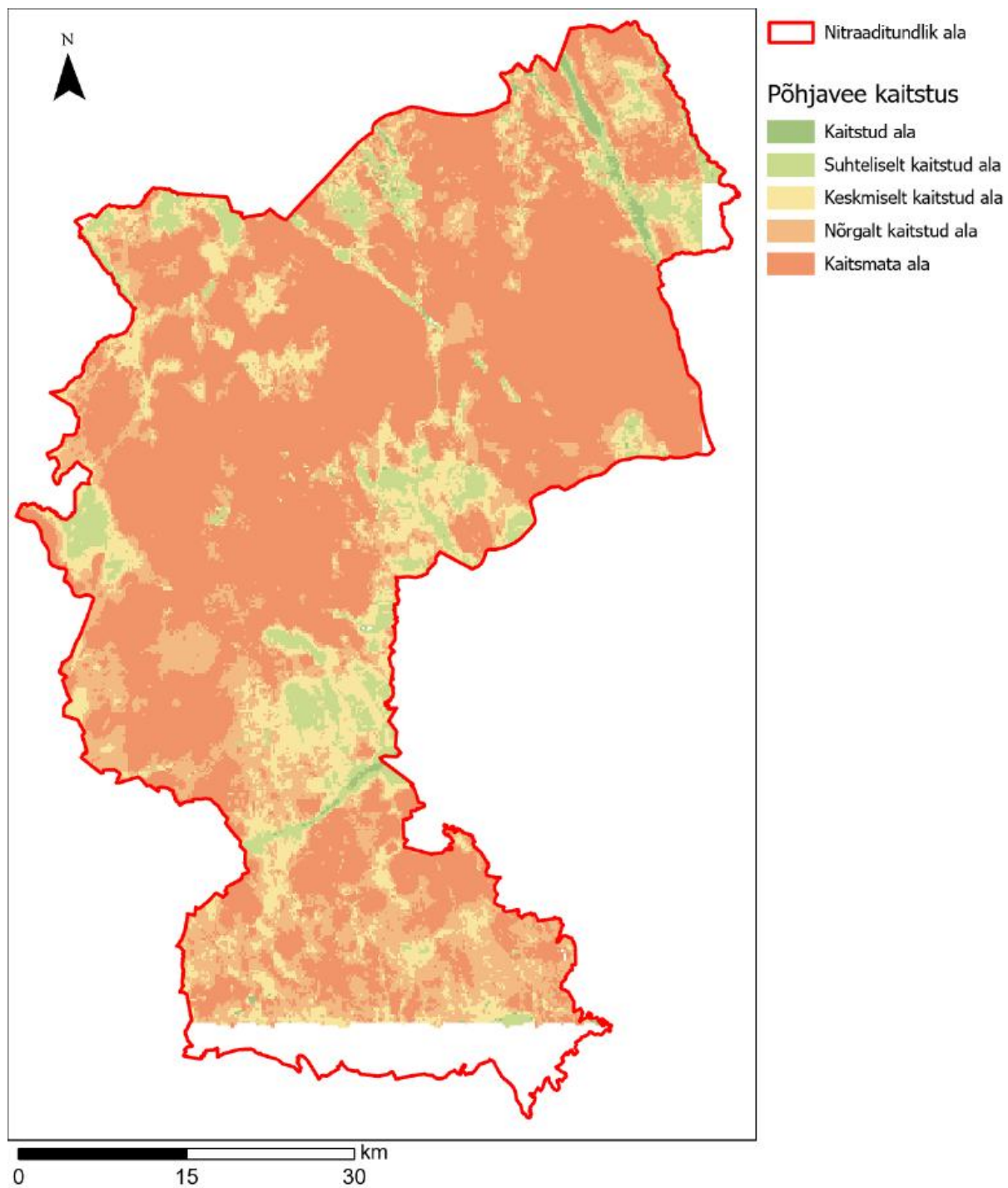
DRASTIC-metoodikaga koostatud kaardil (Joonis 6) on näha, et uuritava alal domineerivad samuti nõrgalt kaitstud ja kaitsmata piirkonnad. Suurima osa moodustavad kaitsmata alad, olles kogupindalast ~57%. Nõrgalt kaitstud alad katavad ~22% kaardi alast ja keskmiselt kaitstud alad hõlmavad ~13%. Sarnaselt DRASTIC-L-metoodika kaardile moodustavad suhteliselt kaitstud alad ~7% ja kaitstud alad ~1%.

Koostatud DRASTIC-L- ja DRASTIC-metoodika kaarte võrreldi Eesti põhjavee kaitstuse kaartidega mõõtkavades 1:50 000 ja 1:400 000. Võrdlus näitas, et koostatud kaartidel esineb võrreldes 1:50 000 põhjavee kaitstuse kaardiga suurem osakaal kaitsmata alad. Mõlemal kaardil esines ka rohkem suhteliselt kaitstud ja kaitstud alad. Samuti ilmnes, et 1:400 000 põhjavee kaitstuse kaart sarnanes ruumilise jaotuse poolest rohkem DRASTIC-L ja DRASTIC kaartidega kui 1:50 000 põhjavee kaitstuse kaart. Võrreldes olemasolevate põhjavee kaitstuse kaartidega olid käesolevas töös koostatud kaardid ruumiliselt detailsemad ning tõid esile rohkem väiksemaid kaitstuse erinevusi uuritava ala piires.

Põhjavee kaitstuse klasside ruumilise jaotuse täiendavaks selgitamiseks võrreldi tulemusi pinnakatte paksuse andmestikuga. Selgus, et kaitsmata alad kattuvad valdavalt piirkondadega, kus pinnakatte paksus on 1-5 m, kohati 10 m. Suhteliselt kaitstud ja kaitstud alad paiknevad peamiselt piirkondades, kus pinnakatte paksus ületab 10 m. Seos pinnakatte paksuse ja kaitstuse klasside vahel on ruumiliselt selgelt jälgitav kogu uuritava alal.



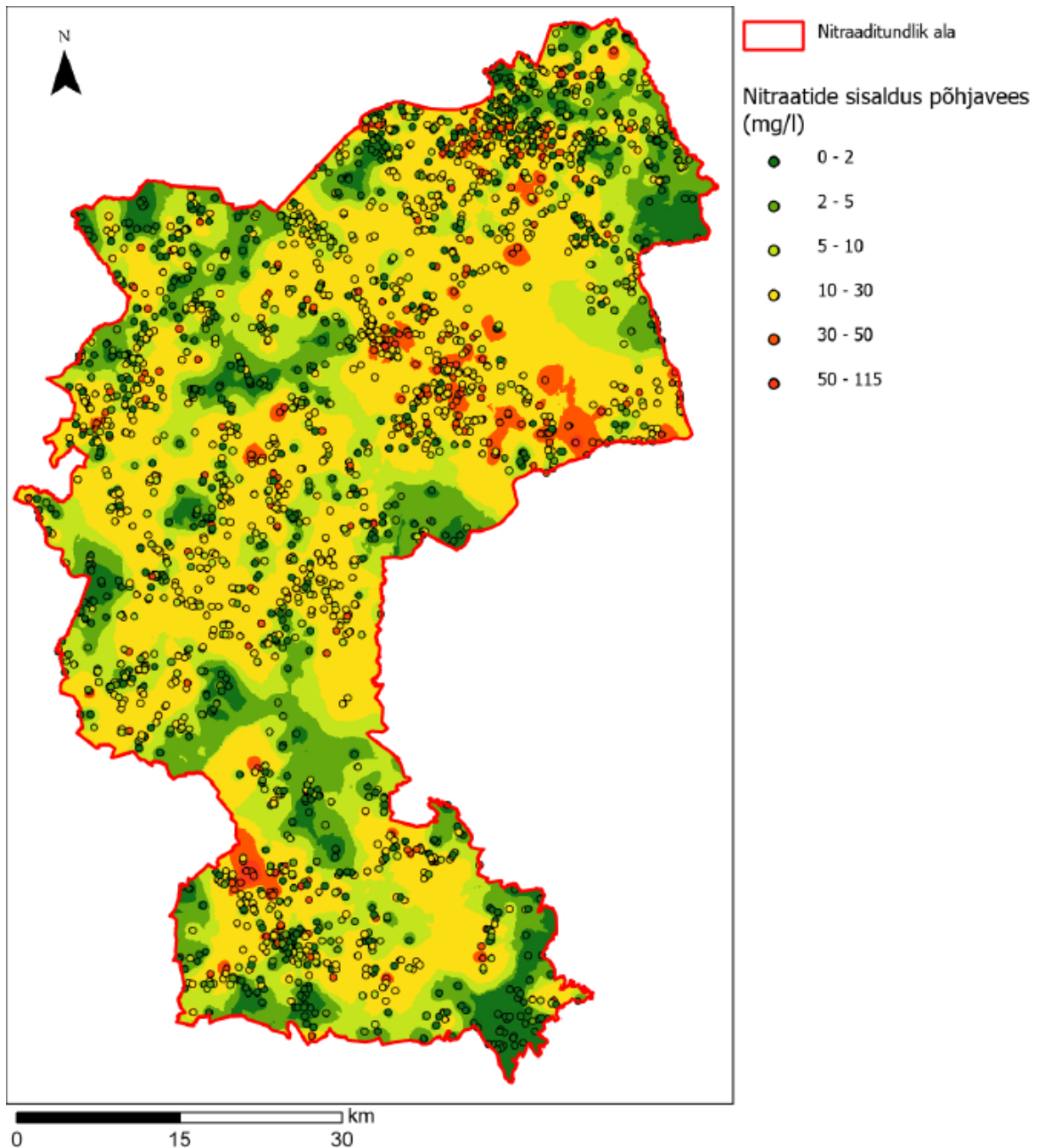
Joonis 5. Nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, mis on koostatud kasutades DRASTIC-L metoodikat (nitraaditundliku ala piir: EELIS-e WFS teenus)



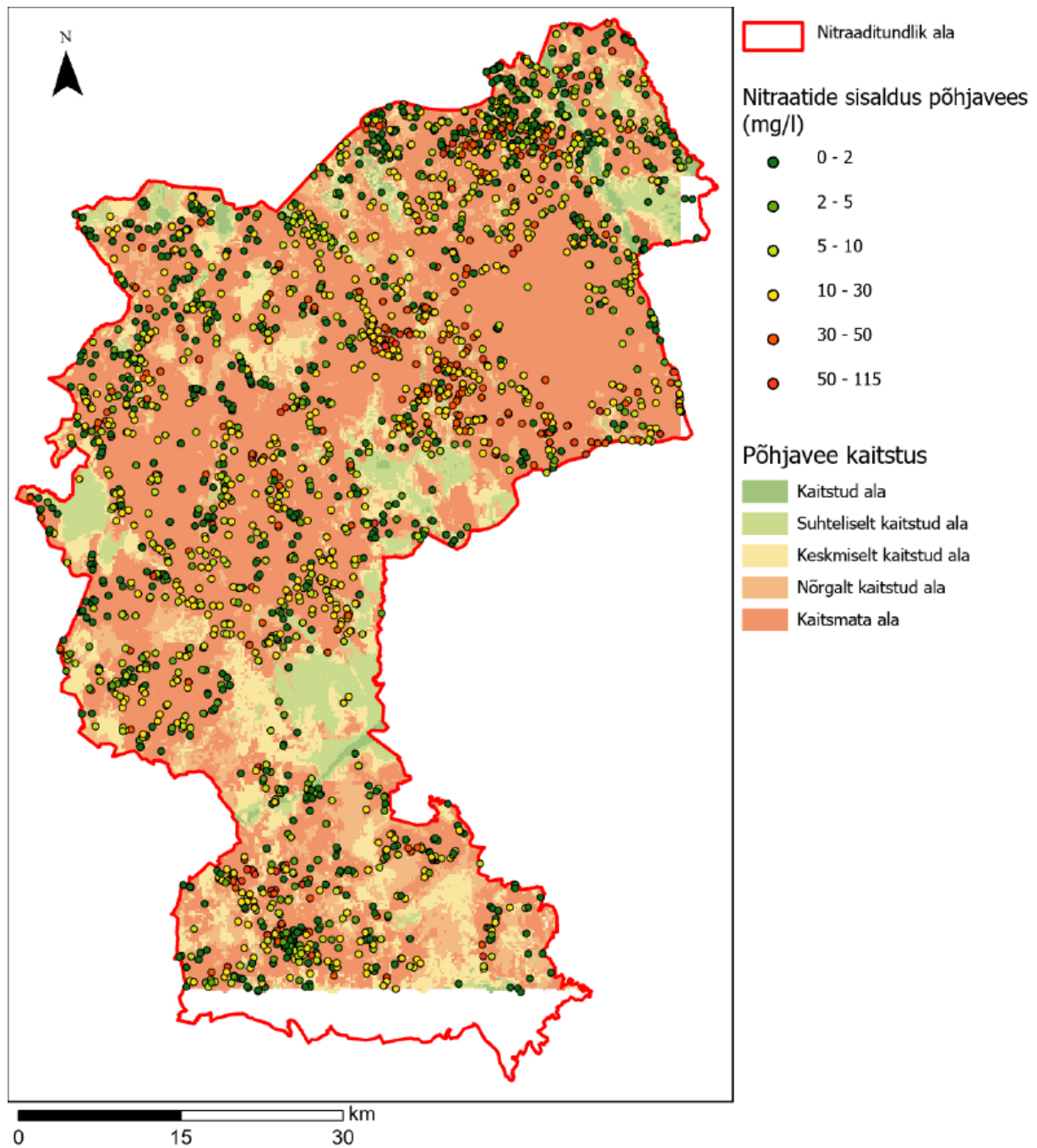
Joonis 6. Nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, mis on koostatud kasutades DRASTIC metoodikat (nitraaditundliku ala piir: EELIS-e WFS teenus)

4.2 Valideerimise tulemused

Koostatud DRASTIC-L- ja DRASTIC-kaartide valideerimiseks kasutati nitraatide sisaldust põhjavees. NTA piires jäid põhjavee nitraatide sisaldused vahemikku 0-115 mg/l (Joonis 7). Nitraatide kõrgemad sisaldused paiknesid peamiselt piirkondades, mis kuulusid DRASTIC-L- (Joonis 8) ja DRASTIC- (Joonis 9) kaartidel nõrgalt kaitstud või kaitsmata klassi.

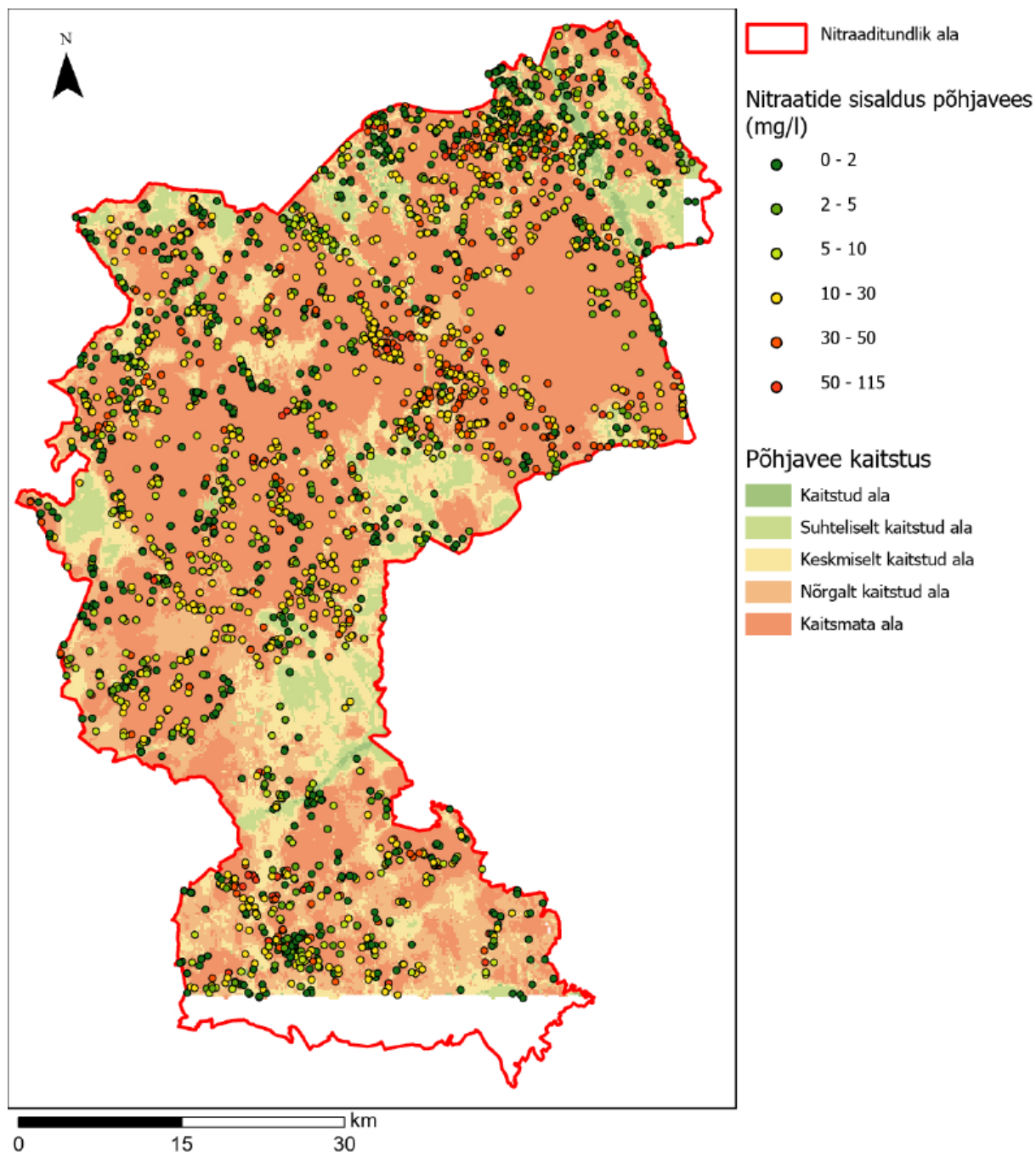


Joonis 7. Nitraaditundliku ala piires puurkaevudest võetud põhjaveeproovide nitraadisisaldused (mg/l) ja nende põhjal interpoleeritud nitraadisisalduste kaart



Joonis 8. Nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, kasutades DRASTIC-L-metoodikat koos puurkaevudest võetud põhjaveeproovide nitraadisisaldustega (mg/l)

Visuaalne võrdlus näitas, et DRASTIC-L-kaart on nitraatide ruumilise jaotusega paremas kooskõlas kui DRASTIC-kaart. DRASTIC-L-kaardil kattuvad kõrgema reostusohuga alad ulatuslikumalt piirkondadega, kus põhjavees esines kõrgem nitraadisisaldus. DRASTIC-kaardil jäi osa kõrgema nitraadisisaldusega piirkondi keskmiselt kaitstud klassi.



Joonis 9. Nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, kasutades DRASTIC-metoodikat koos puurkaevudest võetud põhjaveeproovide nitraadisisaldustega (mg/l)

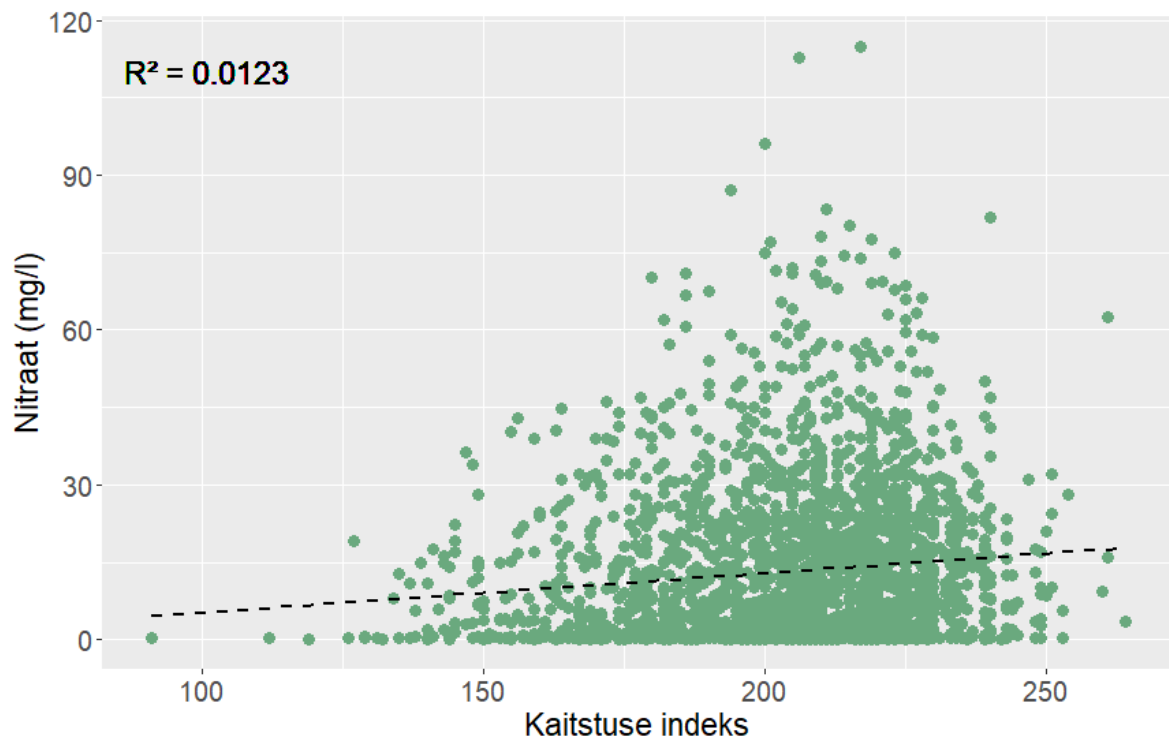
Maakasutuse andmestiku võrdlusel DRASTIC-L- ja DRASTIC-metoodikaga koostatud kaartidega ilmnes, et kõrgemad nitraadisisaldused esinevad valdavalt põllumajandusliku maakasutusega aladel. Metsa- ja märgalade piirkondades olid nitraatide sisaldused üldiselt madalamad ning need alad paiknesid sagedamini madalama reostusohuga piirkondades.

Statistilise analüüsi tulemused (Tabel 11) näitasid nii DRASTIC-L kui ka DRASTIC-kaardi puhul, et põhjavee kaitstuse indeksite ja nitraatide sisalduse vahel esines statistiliselt oluline positiivne seos. Kõikidel arvutatud juhtudel jäi p-väärtus alla 0,05. Samas olid Spearmani korrelatsioonikordajad madalad, viidates nõrgale positiivsele seosele.

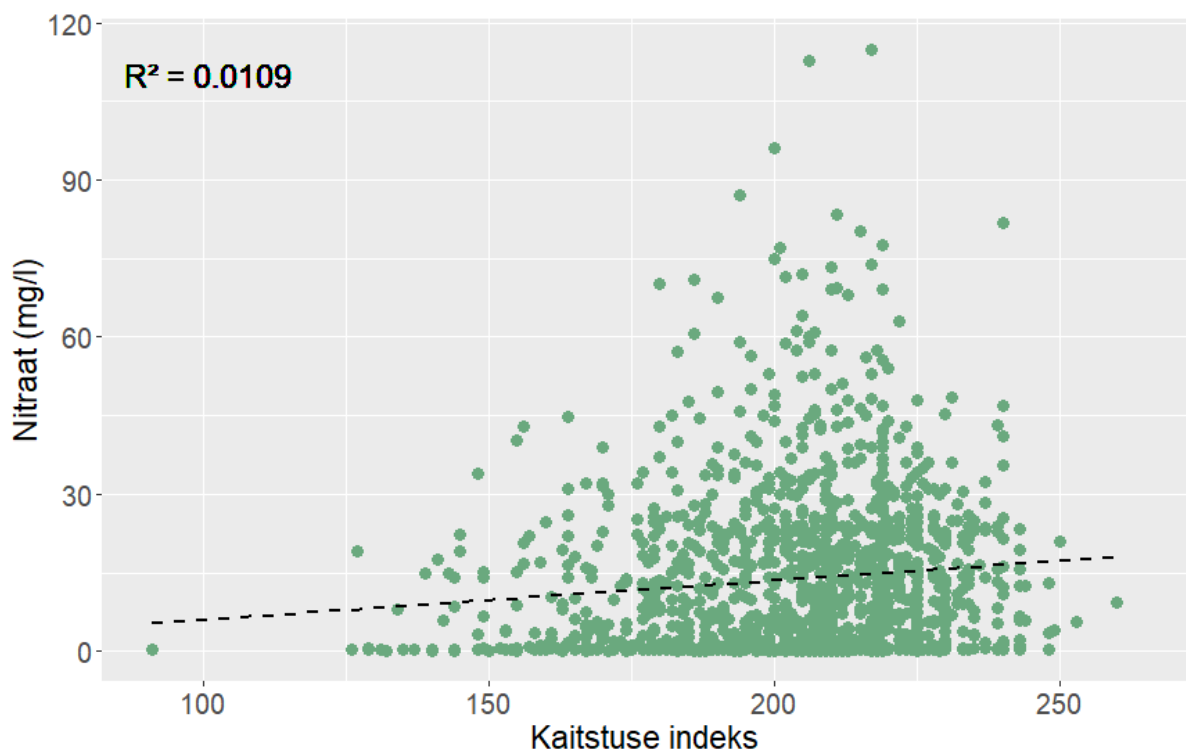
Tabel 11. Uuringuala põhjavee nitraadisisalduse ja põhjavee kaitstuse indeksite vahelised seosed nii DRASTIC-L kui ka DRASTIC-metoodikaga koostatud kaartidel

	p - väärtus	Spearman
DRASTIC-L kõik kaevud	< 0.05	0.128
DRASTIC-L kuni 30 m sügavused kaevud	< 0.05	0.124
DRASTIC kõik kaevud	< 0.05	0.150
DRASTIC kuni 30 m sügavused kaevud	< 0.05	0.109

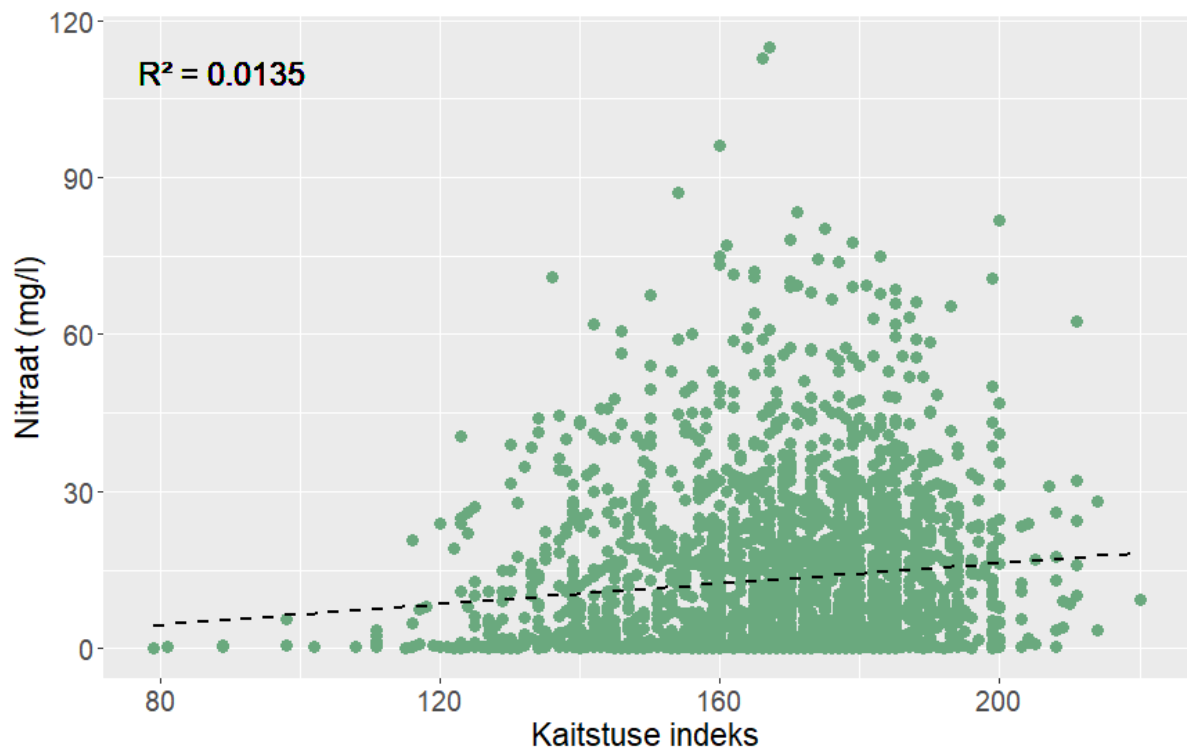
RStudios koostatud korrelatsioonigraafikutelt (Joonis 10-13) ilmnes üsna nõrk seos nitraadisisalduse ja põhjavee kaitstuse indeksite vahel, nii DRASTIC-L kui ka DRASTIC-metoodika kaardi puhul. Kõikidel juhtudel jäi R^2 väärtus alla 0,02.



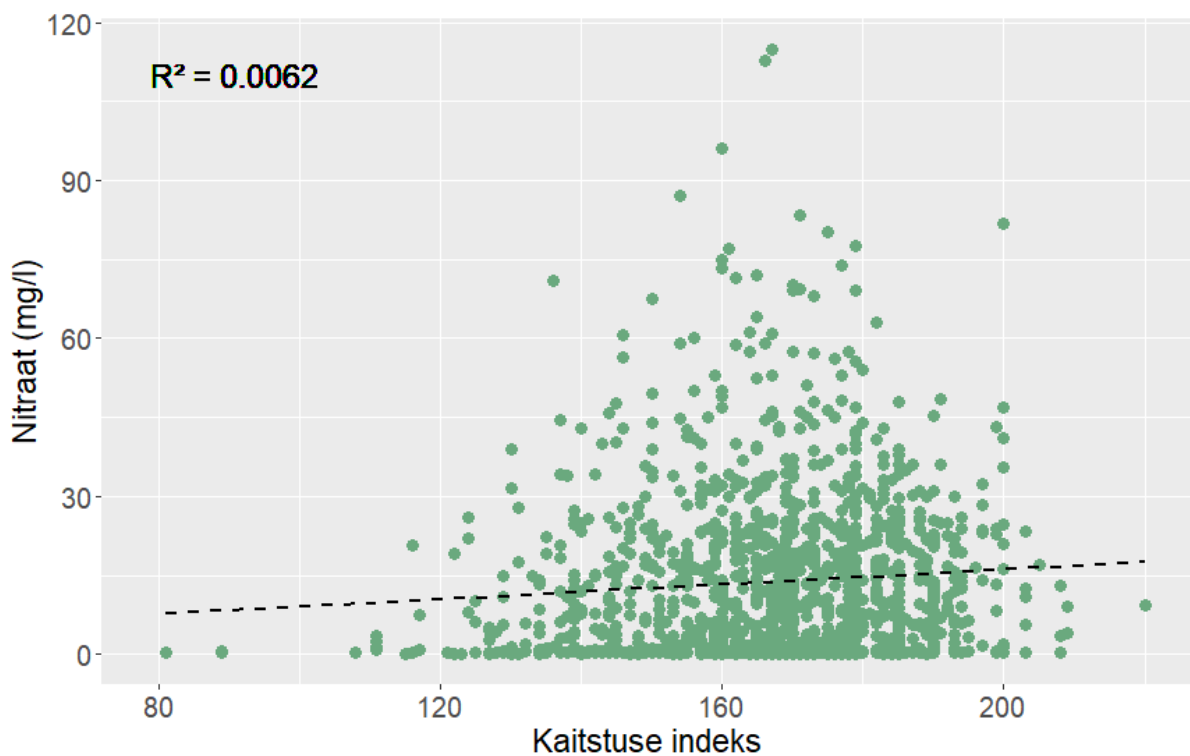
Joonis 10. DRASTIC-L-metoodikaga koostatud kaardi põhjavee kaitstuse indeksite (D_i) ja puurkaevude nitraadisalduse vahelised seosed



Joonis 11. DRASTIC-L-metoodikaga koostatud kaardi kuni 30 m sügavuseni ulatuvate puurkaevude nitraadisalduste vahelised seosed põhjavee kaitstuse indeksi (D_i) väärtustega



Joonis 12. DRASTIC-metoodikaga koostatud kaardi põhjavee kaitstuse indeksite (D_i) ja puurkaevude nitraadisisalduse vahelised seosed



Joonis 13. DRASTIC-metoodikaga koostatud kaardi kuni 30 m sügavuseni ulatuvate puurkaevude nitraadisisalduste vahelised seosed põhjavee kaitstuse indeksi (D_i) väärtustega

5. Arutelu

5.1 Võrdlemine olemasolevate kaartidega

Magistritöö käigus koostati DRASTIC-L ja DRASTIC-metoodikaga põhjavee kaitstuse kaardid nitraaditundlikule alale. Kaartide sisuline erinevus tuleneb maakasutuse kaasamisest, mistõttu hindab DRASTIC-metoodika kaart looduslikku põhjavee kaitstust, aga DRASTIC-L-kaart reaalselt reostusohu.

DRASTIC-L-kaart (Joonis 5) näitab nitraaditundlikul alal pisut suuremat kaitsmata alade ja väiksemat nõrgalt kaitstud piirkondade osakaalu. See tuleneb sellest, et intensiivse põllumajandusega alad, mis DRASTIC-metoodikas võivad jääda keskmise kaitstuse klassi, tõusevad DRASTIC-L-mudelil kõrgema riskiga kategooriatesse. L-parameeter võimendab kaitstuse klassi piirkondades, kus tegelik reostuskoormus on suur. Sellised alad on põllumaad, karjamaad ja asulad, kus inimtegevuse mõju on suurem kui näiteks okasmetsas. DRASTIC-kaart (Joonis 6) on oma olemuselt veidi konservatiivsem, kuna ei peegelda reaalselt reostuskoormust. Seetõttu jäävad mõned põllumajanduslikult intensiivsed piirkonnad keskmise kaitstuse klassi.

Eesti 1:50 000 põhjavee kaitstuse kaart on detailne, kuid tugineb ainult geoloogilisele ja hüdrogeoloogilisele andmestikule. Kuigi NTA piires on olemas ainult põhjapoolne osa põhjavee kaitstuse kaardist, sest kaardilehtede koostamine on alles toimumas, saab siiski ka olemasolevat osa võrrelda käesoleva töö käigus koostatud kaartidega. DRASTIC-L-kaart näitab 1:50 000 kaardiga võrreldes suuremaid kõrge reostusriski ehk kaitsmata ala tsoone, sest maakasutus tõstab riskiklassi ka seal, kus looduslik kaitstus pole iseenesest kõige nõrgem. Kuigi DRASTIC-kaardil on natuke vähem kaitsmata alasid, on kaart siiski pigem sarnane DRASTIC-L-kaardiga kui 1:50 000 kaardiga.

Eesti 1:400 000 põhjavee kaitstuse kaart on rohkem üldistatud ehk selle ruumiline detailsus on madalam, mistõttu see näitab võrreldes 1: 50 000 kaardiga rohkem kaitstud ja nõrgalt kaitstud alasid, kuid ei erista väiksemaid lokaalseid riskialasid. Kuid tuleb tõdeda, et 1:400 000 põhjavee kaitstuse kaart sarnaneb rohkem käesolevas töös valminud kaartidega. Nii DRASTIC- kui ka DRASTIC-L-kaardidelt joonistuvad välja suhteliselt kaitstud ja kaitstud alad, mis 1:50 000 kaardil ei kajastu. Siiski on DRASTIC metoodika kaardid oluliselt detailsemad, mis oli ootuspärane, kuna kasutatud andmestik on mahukam. Hinnangus kasutatakse rohkem parameetreid ja DRASTIC-L puhul on maakasutus ruumiliselt väga varieeruv.

5.2 Valideerimine NO₃ sisaldustega

Võrreldes uuringualal interpoleeritud nitraadisisalduste leviku kaarti (Joonis 7) DRASTIC-L- ja DRASTIC-kaardiga on samuti nähtavad seosed. Väiksemate nitraadisisaldustega alad kattuvad piirkondadega, kus põhjavee kaitstuse hinnang näitab väikest reostusriski ehk suhteliselt kaitstud ja kaitstud alasid. Olemasolevatel põhjavee kaitstuse kaartidel taolised alad välja ei joonistu ja on pigem hinnatud kui nõrgalt kaitstud alad.

DRASTIC-L-metoodikaga koostatud põhjavee kaitstuse kaart on nitraadisisalduse ruumilise jaotuvusega pisut paremas kooskõlas kui DRASTIC-metoodikaga. Kõrge riskiklassiga alad (nõrgalt kaitstud ja kaitsmata alad) paiknevad valdavalt piirkondades, kus põhjavee nitraadisisaldus ületab 10 mg/l ning ulatub kohati üle 50 mg/l. Need alad langevad enamjaolt kokku intensiivse põllumajandusliku maakasutusega, sh haritava maa, kompleksmaaviljeluse ja karjamaadega. See kinnitab, et L-parameetri lisamine on põhjendatud ning võimaldab hinnata reostusriski, mis sõltub otseselt inimtegevusest.

DRASTIC-metoodika kaart näitab nitraadisisaldusega mõõdukat kooskõla. Kuigi paljud nõrgalt kaitstud alad kattuvad kõrgemate sisaldustega, jäävad mõned intensiivse põllumajandusega piirkonnad kaardil keskmise kaitstuse klassi, kuigi nitraadisisaldus on seal juba 10-30 mg/l või enam. See viitab sellele, et ainult hüdrogeoloogilistele parameetritele tuginev DRASTIC alahindab mõnes piirkonnas tegelikku kaitstust, kuna ei arvesta reostuskoormust.

Võrdlus maakasutuse kaardiga toetab neid järeldusi. Kõrge nitraadisisaldus esineb peamiselt põllumajanduslikel aladel, mis on ühtlasi ka DRASTIC-L-kaardil kõrgema riskiga alad. Metsad, märgalad ja muud looduslikud alad, kus inimtegevusest tulenev koormus on väike, paiknevad valdavalt madala nitraadisisaldusega piirkondades ning on ka kaartidel madalama riskiga aladel.

Korrelatsioonikoeffitsientide väärtused (Tabel 11) näitavad, et nii DRASTIC-L kui ka DRASTIC põhjavee kaitstuse indeksite ja nitraadisisalduse vahel esineb statistiliselt oluline positiivne seos, kuna kõigi analüüside p-väärtused jäävad alla 0,05. Samas on Spearmani korrelatsioonikordajad kõigil juhtudel madalad, mis viitab nõrgale, kuid positiivsele seosele põhjavee kaitstuse ja nitraadisisalduse vahel.

Korrelatsioonigraafikutelt (Joonis 10-13) on näha, et seos nitraadisisalduse ja kaitstuse indeksite vahel on üsna nõrk. Kõigi graafikute puhul jäi R^2 väärtus alla 0,02. Selline tulemus on põhjavee kaitstuse uuringutes ootuspärane. Nitraadireostus on hajureostus, mille ruumiline

ja ajaline varieeruvus on suur ning mida võivad mõjutada lisaks hüdrogeoloogilistele tingimustele ja maakasutusele ka näiteks karstialad, lõhelised kivimid, kuivendussüsteemid või põhjavee liikumise suund ja kiirus.

5.3 Põhjavee dünaamika olulisus

DRASTIC-L-metoodikaga koostatud põhjavee kaitstuse kaardi täiendavaks valideerimiseks võrreldi selle tulemusi Tartu Ülikooli geoloogia osakonna poolt läbiviidud hüdrogeoloogilise modelleerimisega Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala pilootalal (Jõelet et al., 2024).

Nitraaditundliku ala pilootala visuaalne analüüs näitab, et kuigi maakasutus on põhjavee reostusohu kujunemisel oluline tegur, ei ole see üksi piisav, et hinnata põhjavee tegelikku kaitstust. Pilootala maakasutus on valdavalt põllumajanduslik, kuid on ka metsaalasid, karjamaid ja hõredalt asustatud alasid. Pilootalal on näha kõrgeenenud nitraadisisaldusi ka piirkondades, kus kohapealne maakasutus ei ole intensiivne või kus esineb looduslikke alasid. Jõelet et al., (2024) uuringust selgub, et põhjavee liikumine pilootalal on kiire ning maapinnalähedases vööndis domineerib ülemise, karstunud ja hästi vett juhtiva põhjaveekihi vesi, mille vanus on valdavalt 10-20 aastat. Sellise vanusega põhjavesi iseloomustab eeskätt madalamaid ja ülemist põhjaveekihti avavaid puurkaeve ning nende toitealasid. Veehaarete (puurkaevude) toitealade suuna modelleerimine näitab, et puurkaevude toitealadele jäävad põllumassiivid. See tähendab, et reostus ei pruugi üldse pärineda puurkaevu vahetusest, vaid võib jõuda sinna ka kaugemalt põllumajanduslikelt aladelt.

Modelleeritud vooluteekondade põhjal on näha, et põhjavee toitealad on ruumiliselt ulatuslikud ja võivad varieeruda vahemikus 1-6 km. Seetõttu võib puurkaev paikneda näiliselt madala riskiga alal, kuid reostus võib sinna liikuda naabruses olevalt põllumaalt. Sellised juhtumid on nähtavad DRASTIC-L-kaardil ning selgitavad, miks mõnes mõõtmispunktis on nitraadisisaldus kõrge, kuigi koostatud kaardil maakasutuse tüüp seda ei eelda. Reostusohu hindamine ainult maakasutuse põhjal võib seetõttu anda eksitava tulemuse, kui põhjavee regionaalset liikumissuunda või veehaarete toitealasid ei arvestata.

Samuti on pilootalal tegemist aluspõhja karbonaatkivimitega, mis on ülemise 20 m ulatuses tugevalt karstunud, mis loob väga head infiltratsioonitingimused. Kaartide koostamisel kasutatud filtratsioonimooduli sisend ei pruugi suuta ette ennustada ebatavaliselt kiire veejuhtivusega kohti sellise detailsusega.

Siiski näitavad käesoleva töö tulemused, et reaalse reostusohu hindamine läbi maakasutuse parameetri kaasamise kirjeldab põhjavee nitraadireostuse ruumilist jaotust paremini kui klassikaline DRASTIC-metoodika ja olemasolevad põhjavee kaitstuse kaardid, kuna maakasutuse arvestamine parandab kooskõla tegelike nitraadisisaldustega. Võimalikult detailsed ja kaasaegsed teadmisi hõlmavad põhjavee kaitstuse kaardid on äärmiselt tähtsad, et vältida reostuse jõudmist põhjavette ning seeläbi aidata säilitada selle kvaliteeti ehk head seisundit. Koostatud kaarte saab kasutada eelkõige põhjavee kaitse planeerimisel ja põllumajandusliku koormuse hindamisel. Täpsem ruumiline info aitab suunata meetmeid piirkondadesse, kus põhjavee reostusrisk on kõrgem, ning aitab toetada keskkonnakorralduslike otsuste tegemist.

DRASTIC-L-metoodika ühendab loodusliku põhjavee kaitstuse ja maakasutusest tuleneva reostuskoormuse, võimaldades seeläbi tuvastada piirkonnad, kus põhjavesi on kõige suurema reostusohuga. Selline lähenemine on eriti oluline intensiivse põllumajandusega aladel, kus nitraadireostus on üks peamisi keskkonnaprobleeme.

6. Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärk oli koostada nitraaditundliku ala põhjavee kaitstuse kaart, kasutades rahvusvaheliselt levinud DRASTIC-L-metoodikat, mis võtab arvesse nii hüdrogeoloogilisi tegureid kui ka reaalselt maakasutust. Töö käigus koostati ja võrreldi reaalse reostusohu DRASTIC-L ning loodusliku kaitstuse DRASTIC-metoodika põhjal põhjavee kaitstuse kaarte ning hinnati nende seost nitraadisisaldusega põhjavees, maakasutuse ja olemasolevate põhjavee kaitstuse kaartidega.

Tulemused näitasid, et DRASTIC-L-metoodikaga koostatud reaalse reostusohu kaart eristab suurema ulatusega kõrge reostusriskiga alasid võrreldes DRASTIC lähenemisega, mis hindab looduslikku kaitstust. Kõige suurema osakaalu moodustasid mõlema metoodika puhul kaitsmata ja nõrgalt kaitstud alad, kuid DRASTIC-L-kaardil suurenes kaitsmata alade osakaal intensiivse põllumajandusliku maakasutusega piirkondades. Võrdlus olemasolevate põhjavee kaitstuse kaartidega näitas, et käesolevas töös koostatud kaardid on ruumiliselt detailsemad ning toovad paremini esile lokaalseid kaitstuse erinevusi.

Nitraadisisalduste ja põhjavee kaitstuse kaartide võrdlusel ilmnas, et kõrgemad nitraadisisaldused esinesid valdavalt nõrgalt kaitstud ja kaitsmata aladel ning kattusid peamiselt põllumajandusliku maakasutuse piirkondadega. Reaalselt reostusohu kirjeldav DRASTIC-L-kaart oli nitraatide ruumilise jaotusega paremas kooskõlas kui DRASTIC-metoodikaga koostatud loodusliku kaitstuse kaart. Samuti tuli välja statistiliselt oluline seos põhjavee kaitstuse indeksite ja nitraadisisalduse vahel. Samas näitasid Spearmani väärtused nõrka positiivset seost.

Töö tulemused kinnitasid, et maakasutuse kaasamine parandab põhjavee reostusohu ruumilist kirjeldamist ning võimaldab täpsemalt tuvastada kõrgema riskiga piirkondi nitraaditundlikul alal. DRASTIC-L-metoodikal põhinev reaalse reostusohu kaart peegeldas paremini põhjavee nitraadisisalduse ruumilist jaotust. See viitab vajadusele liikuda põhjavee kaitstuse hindamisel senisest enam loodusliku kaitstuse käsituselt reaalse reostusohu hindamise suunas, eriti piirkondades, kus inimtegevuse mõju põhjavee kvaliteedile on märkimisväärne.

Samas ilmnas, et põhjavee reostusriski mõjutavad lisaks maakasutusele ja geoloogilistele tingimustele ka muud keerukad hüdrogeoloogilised tegurid, nagu karstialade esinemine, lähelised karbonaatsed kivimid ja põhjavee liikumine, mida indeksmudelid täielikult ei kirjelda.

Käesoleva töö tulemusena koostatud kaardid annavad täiendava sisendi põhjavee kaitse planeerimiseks, nitraaditundliku ala haldamiseks ja reostusriski hindamiseks. Töö tulemused

näitavad, et põhjavee kaitstuse hindamine peaks senisest enam põhinema reaalse reostusohu käsitlel, kuna see võimaldab paremini hinnata põhjavee kvaliteedi kujunemist ning toetab tõhusamate keskkonnakaitseliste otsuste tegemist.

Integrating land use impacts into groundwater protection assessment using the example of a nitrate vulnerable area

Lizet Tüvi

Summary

The aim of this study was to compile a groundwater vulnerability map for the Nitrate Vulnerable Zone using the internationally recognized DRASTIC-L methodology, which takes into account both hydrogeological factors and actual land use. During the study, groundwater vulnerability maps based on the actual pollution risk (DRASTIC-L) and natural vulnerability (DRASTIC) were created and compared, and their correlation with nitrate concentrations in groundwater, land use, and existing groundwater vulnerability maps was assessed.

The results showed that the actual pollution risk map compiled using the DRASTIC-L methodology distinguishes a greater extent of high pollution risk areas compared to the DRASTIC approach, which assesses natural vulnerability. In both methodologies, unprotected and weakly protected areas formed the largest proportion of the study area, however, the proportion of unprotected areas increased on the DRASTIC-L map in regions with intensive agricultural land use. A comparison with existing groundwater vulnerability maps showed that the maps created in the study are spatially more detailed and better highlight local variations in groundwater vulnerability.

The comparison between nitrate concentrations and groundwater vulnerability maps revealed that higher nitrate concentrations occurred predominantly in weakly protected and unprotected areas and coincided mainly with regions of agricultural land use. The DRASTIC-L map describing actual pollution risk was in better agreement with the spatial distribution of nitrate concentrations than the natural vulnerability map created using with the DRASTIC methodology. A statistically significant relationship was also found between groundwater vulnerability indices and nitrate concentration. However, the Spearman correlation values indicated a weak positive correlation.

The results of the study confirmed that incorporating land use improves the spatial description of groundwater pollution risk and allows for more precise identification of high-risk areas within the Nitrate Vulnerable Zone. The actual pollution risk map based on the DRASTIC-L methodology better reflected the spatial distribution of nitrate concentrations in groundwater. This points to the need to move away from focusing solely on natural vulnerability, and towards

assessing actual pollution risk, especially in areas where human activity has a significant impact on groundwater quality.

At the same time, it became apparent that groundwater pollution risk is influenced not only by land use and geological parameters but also by other complex hydrogeological factors, such as the presence of karst areas, fractured carbonate rocks and groundwater flow, which are not fully described by index-based models.

The compiled maps provide additional input for groundwater protection planning, management of the Nitrate Vulnerable Zone and pollution risk assessment. The results of the study show that groundwater vulnerability assessment should be based more on the concept of actual pollution risk, as it allows for a better assessment of groundwater quality formation and supports more effective environmental decision-making.

Tänuavaldused

Töö autor soovib tänada oma juhendajaid Magdaleena Männikut ja Enn Karrot, kelle nõuanded, tugi ja kannatlikkus olid hindamatuks varaks lõputöö koostamise protsessi jooksul. Samuti tänab autor Marlen Hunti netoinfiltratsiooni sisendandmete eest ja Liina Hintsit, kes jagas lahkelt C-parameetri koostamise jaoks vajalikku filtratsioonimooduli sisendit.

Töö autor tänab ka Tartu Ülikooli geoloogia osakonna õppejõude ja kursusekaaslast, kes on olnud abiks ja toeks kogu õpingute aja jooksul oma teadmiste ning kohalolekuga.

Lõpetuseks soovib autor väljendada oma tänulikkust elukaaslasele, perele ja sõpradele, kes on temasse kogu akadeemilise teekonna jooksul uskunud.

Kasutatud kirjandus

- Alam, F., Umar, R., Ahmed, S. ja Dar, F. 2012. A new model (DRASTIC-LU) for evaluating groundwater vulnerability in parts of central Ganga Plain, India. *Arabian Journal of Geosciences*, **7**. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0796-y>
- Albinet, M. ja Margat, J. 1970. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine.
- Aller, L., Lehr, J. H., Petty, R., Bennett, T. ja Hackett, G. 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. *U.S. Environmental Protection Agency*, **EPA 600/2-87-035**.
- Babiker, I. S., Mohamed, M. A. A., Hiyama, T. ja Kato, K. 2005. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. *Science of The Total Environment*, **345**(1), 127–140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.005>
- Barbash, J. ja Resek, E. A. 1997. Pesticides in ground water: distribution, trends, and governing factors. **2**. <https://pubs.usgs.gov/publication/70038381> (vaadatud 2026-05-07)
- Busico, G., Kazakis, N., Colombani, N., Mastrocicco, M., Voudouris, K. ja Tedesco, D. 2017. A modified SINTACS method for groundwater vulnerability and pollution risk assessment in highly anthropized regions based on NO₃⁻ and SO₄²⁻ concentrations. *Science of The Total Environment*, **609**, 1512–1523. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.257>
- Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. 1991. <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/oj> (vaadatud 2026-05-23)
- Davis, A., Long, A. ja Wireman, M. 2002. KARSTIC: a sensitivity method for carbonate aquifers in karst terrain. *Environmental Geology*, **42**(1), 65–72. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0531-1>
- Eek, L., Hass, M., Kovtun-Kante, A., Jenas, K.-L., Riisenberg, A., Alviste, M., *et al.*, 2024. Nõukogu direktiivi 91/676/EMÜ, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest, täitmine Eestis 2020-2023. <https://keskkonnaportaal.ee/et/nitraadi-direktiivi-taitmise-aruanne-eestis-2020-2023> (vaadatud 2026-05-07)
- Eesti Geoloogiateenistus. 2022. Eesti geoloogilise baaskaardi (1: 50 000) reaalsus- ja andmemudel. Versioon 1.0.

- Eesti Geoloogiateenistus. 2026. Ruumiandmed ja kaardid | Eesti Geoloogiateenistus. <https://www.egt.ee/maapouealane-teave/geoloogilised-andmed/ruumiandmed-ja-kaardid> (vaadatud 2026-05-08)
- Focazio, M. J., Reilly, T. E., Rupert, M. G. ja Helsel, D. R. 2002. *Assessing ground-water vulnerability to contamination: Providing scientifically defensible information for decision makers*. 1224. U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/cir1224>
- Frind, E. o., Molson, J. w. ja Rudolph, D. l. 2006. Well Vulnerability: A Quantitative Approach for Source Water Protection. *Groundwater*, **44**(5), 732–742. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00230.x>
- Gogu, R. C. ja Dassargues, A. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, **39**(6), 549–559. <https://doi.org/10.1007/s002540050466>
- Goodarzi, M. R., Niknam, A. R. R., Jamali, V. ja Pourghasemi, H. R. 2022. Aquifer vulnerability identification using DRASTIC-LU model modification by fuzzy analytic hierarchy process. *Modeling Earth Systems and Environment*, **8**(4), 5365–5380. <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01408-4>
- Hamza, S. M., Ahsan, A., Imteaz, M. A., Ghazali, A. H. ja Mohammed, T. A. 2017. GIS-based DRASTIC model for pollution vulnerability assessment of fractured-rock aquifer systems. *Environmental Earth Sciences*, **76**(5), 197. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6520-1>
- Hamza, S. M., Ahsan, A., Imteaz, M. A., Rahman, A., Mohammad, T. A. ja Ghazali, A. H. 2015. Accomplishment and subjectivity of GIS-based DRASTIC groundwater vulnerability assessment method: a review. *Environmental Earth Sciences*, **73**(7), 3063–3076. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3601-2>
- Harbaugh, A. W. 2005. *MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-the Ground-Water Flow Process. Techniques and Methods*.
- Healy, R. W. 2010. *Estimating Groundwater Recharge*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511780745>
- Hints, L. 2025. *Puurkaevuandmetel põhinev metoodika üle-eestiliseks põhjavee kaitstuse hindamiseks ja visualiseerimiseks*. Tartu Ülikool. <https://hdl.handle.net/10062/115725> (vaadatud 2026-03-09)
- Huan, H., Wang, J. ja Teng, Y. 2012. Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model: a case study in Jilin City of northeast

- China. *The Science of the Total Environment*, **440**, 14–23.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.037>
- Huang, L., Zeng, G., Liang, J., Hua, S., Yuan, Y., Li, X., *et al.*, 2017. Combined Impacts of Land Use and Climate Change in the Modeling of Future Groundwater Vulnerability. *Journal of Hydrologic Engineering*, **22**(7), 05017007.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001493](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001493)
- Hunt, M., Osjams, M., Pärn, J., Raidla, V., Kuusma, E., Hints, L., *et al.*, 2024. Joogiveehaarde toiteala riskihindamise ja -juhtimise teostamiseks vajalike eeltööde läbi viimine vastavalt joogiveehaarde toiteala riskihindamise ja riskijuhtimise nõuetele.
- Hussain, H. 2004. *ASSESSMENT OF GROUNDWATER VULNERABILITY IN AN ALLUVIAL INTERFLUVE USING GIS*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4095.8326>
- Jõelet, A., Paat, R., Karro, E. ja Piirimäe, K. 2024. Hüdrogeoloogiline uuring Pandivere ja Adavere- Põltsamaa nitraaditundliku alal põhjavee ning saasteainete liikumise ja veehaarete toitealade määramiseks modelleerimise meetodil.
- Kazakis, N. ja Voudouris, K. S. 2015. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: Modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. *Journal of Hydrology*, **525**, 13–25.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.035>
- Keskkonnaagentuur. 2026a. EELIS (Eesti looduse infosüsteem), Keskkonnaagentuur.
<https://keskkonnaportaali.ee/et/eelis> (vaadatud 2026-05-08)
- Keskkonnaagentuur. 2026b. Keskkonnaportal | Andmed & kaart.
<https://register.keskkonnaportaali.ee/> (vaadatud 2026-05-08)
- Kliimaministeerium. 2025. Nitraaditundlik ala | Kliimaministeerium.
<https://kliimaministeerium.ee/nitraaditundlik-ala> (vaadatud 2026-05-08)
- Kurwadkar, S. 2017. Groundwater Pollution and Vulnerability Assessment. *Water Environment Research*, **89**(10), 1561–1577. <https://doi.org/10.2175/106143017X15023776270584>
- Maa- ja Ruumiamet. 2026. Maa- ja Ruumiamet | Ruumiandmed.
<https://geoportal.maaamet.ee/est/ruumiandmed/korgusandmed/laadi-korgusandmed-alla-p614.html> (vaadatud 2026-05-08)
- Maa-amet. 2015. Juhend Eesti geoloogiliseks digitaalkaardistamiseks mõõtkavas 1 : 50 000. Versioon 2.4.
- Machiwal, D., Jha, M. K., Singh, V. P. ja Mohan, C. 2018. Assessment and mapping of groundwater vulnerability to pollution: Current status and challenges. *Earth-Science Reviews*, **185**, 901–927. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.08.009>

- Männik, M. 2020. *Põhjavee kaitstuse kaardi koostamine GIS-põhise Eesti näitel muudetud DRASTIC-metoodikaga*. Magistritöö. Tartu Ülikool. <https://kirjandus.geoloogia.info/en/reference/31871> (vaadatud 2026-05-07)
- Männik, M., Bikše, J., Karro, E. ja Marandi, A. 2025. A framework for assessing groundwater vulnerability and pollution risk in transboundary aquifers: Insights from the Estonian-Latvian transboundary area. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, **60**, 102525. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102525>
- Männik, M. ja Karro, E. 2023. Application of Modified DRASTIC Method for the Assessment and Validation of Confined Aquifer Vulnerability in Areas with Diverse Quaternary Deposits. *Water*, **15**(20), 3585. <https://doi.org/10.3390/w15203585>
- Männik, M., Karro, E., Marandi, A., Polikarpus, M., Ani, T. ja Rosentau, A. 2023. Modified DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment in areas with diverse Quaternary deposits. *Hydrology Research*, **54**. <https://doi.org/10.2166/nh.2023.009>
- Moraru, C. ja Hannigan, R. 2018. Overview of Groundwater Vulnerability Assessment Methods. In *Analysis of Hydrogeochemical Vulnerability*. 1–16. https://doi.org/10.1007/978-3-319-70960-4_1
- Moreno-Gómez, M., Martínez-Salvador, C., Moulahoum, A.-W., Liedl, R., Stefan, C. ja Pacheco, J. 2019. First Steps into an Integrated Karst Aquifer Vulnerability Approach (IKAV). Intrinsic Groundwater Vulnerability Analysis of the Yucatan Karst, Mexico. *Water*, **11**(8), 1610. <https://doi.org/10.3390/w11081610>
- Muqtada, M., Khan, A., Umar, R. ja Lateh, H. 2010. Assessment of aquifer vulnerability in parts of Indo Gangetic plain, India. *International Journal of Physical Sciences*, **5**.
- Nobre, R. C. M., Rotunno Filho, O. C., Mansur, W. J., Nobre, M. M. M. ja Cosenza, C. A. N. 2007. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, **94**(3), 277–292. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.07.008>
- OpenAI. 2026. ChatGPT (versioon GPT-5) [suur keelemudel]. <https://chat.openai.com/> (vaadatud 2026-05-08)
- Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala kaitse-eeskiri. 2003. <https://www.riigiteataja.ee/akt/242635>
- Patel, P., Mehta, D. ja Sharma, N. 2022. A review on the application of the DRASTIC method in the assessment of groundwater vulnerability. *Water Supply*, **22**(5), 5190–5205. <https://doi.org/10.2166/ws.2022.126>

- Pavlis, M., Cummins, E. ja McDonnell, K. 2010. Groundwater Vulnerability Assessment of Plant Protection Products: A Review. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **16**(3), 621–650. <https://doi.org/10.1080/10807031003788881>
- Perens, R. 2001. Eesti põhjavee kaitstuse kaart 1:400 000. *Eesti Geoloogiakeskuse hüdrogeoloogia osakond*.
- Perens, R., Savva, V., Polikarpus, M. ja Parm, T. 2002. Tallinna (6334) ja Rohuneeme (7312) kaardilehe hüdrogeoloogilised ja põhjavee kaitstuse kaardid mõõtkavas 1:50 000. Seletuskirjad (EGF: 7474).
- Rahman, A. 2008. A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. *Applied Geography*, **28**(1), 32–53. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2007.07.008>
- Ribeiro, L., Pindo, J. C. ja Dominguez-Granda, L. 2017. Assessment of groundwater vulnerability in the Daule aquifer, Ecuador, using the susceptibility index method. *Science of The Total Environment*, **574**, 1674–1683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.004>
- Rodriguez-Galiano, V., Mendes, M. P., Garcia-Soldado, M. J., Chica-Olmo, M. ja Ribeiro, L. 2014. Predictive modeling of groundwater nitrate pollution using Random Forest and multisource variables related to intrinsic and specific vulnerability: A case study in an agricultural setting (Southern Spain). *Science of The Total Environment*, **476–477**, 189–206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.001>
- Savitskaja, L. 1992. Eesti põhjavee kaitstuse ja antropogeense koormuse kaardi legendi seletuskiri. Mõõtkava 1:50 000.
- Savitskaja, L., Viigand, A. ja Kulitshenko, G. 1982. Geoloogilis-hüdrogeoloogiline põhjendus põhjavee kaitsele Eesti NSV tingimustes (EGF:3954). *Geoloogiafond*. <https://fond.egt.ee/fond/egf/3954> (vaadatud 2026-05-07)
- Secunda, S., Collin, M. L. ja Melloul, A. J. 1998. Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region. *Journal of Environmental Management*, **54**(1), 39–57. <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0221>
- Sener, E., Sener, S. ja Davraz, A. 2009. Assessment of aquifer vulnerability based on GIS and DRASTIC methods: a case study of the Senirkent-Uluborlu Basin (Isparta, Turkey). *Hydrogeology Journal*, **17**(8), 2023–2035. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0497-0>
- Stigter, T. Y., Ribeiro, L. ja Dill, A. M. M. C. 2006. Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and

- nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Hydrogeology Journal*, **14**(1), 79–99. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0396-3>
- Struckmeier, W. F. ja Margat, J. 1995. *Hydrogeological Maps A Guide and a Standard Legend* (17).
- Suuroja, K., Kaljuläte, K., Mardim, T., Morgen, E., Ploom, K., Shtokalenko, M., *et al.*, 2015. Eesti geoloogilise baaskaardi Väike-Maarja (6432) leht. Seletuskiri.
- Taghavi, N., Niven, R. K., Paull, D. J. ja Kramer, M. 2022. Groundwater vulnerability assessment: A review including new statistical and hybrid methods. *The Science of the Total Environment*, **822**, 153486. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153486>
- Veepoliitika raamdirektiiv (2000/60/EÜ). Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik.
- Veeseadus. 2019. <https://www.riigiteataja.ee/akt/122022019001> (vaadatud 2026-05-07)
- VEKA andmebaas. 2026. <https://veka.keskkonnainfo.ee/> (vaadatud 2026-05-08)
- Vrba, J. ja Zaporozec, A. 1994. *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000231614> (vaadatud 2026-05-07)
- Wachniew, P., Zurek, A. J., Stumpp, C., Gemitzi, A., Gargini, A., Filippini, M., *et al.*, 2016. Toward operational methods for the assessment of intrinsic groundwater vulnerability: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **46**(9), 827–884. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1160816>
- Wang, Y., Fu, K., Zhang, H., He, G., Zhao, R. ja Yang, C. 2022. A GIS-based analysis of intrinsic vulnerability, pollution load, and function value for the assessment of groundwater pollution and health risk. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **28**(1), 1–21. <https://doi.org/10.1080/10807039.2021.2011123>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Lizet Tüvi,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „**Maakasutuse mõju integreerimine põhjavee kaitstuse hindamisse nitraaditundliku ala näitel**“, mille juhendajad on Magdaleena Männik ja Enn Karro, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Lizet Tüvi

25.05.2026