



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 24023

Examensarbete 30 hp

Maj 2024

Kväve på File hajdar

En undersökning av kvävehalter och modellering av
kvävetransport i ytvatten på File hajdar, Gotland

Sara Nyberg



UPPSALA
UNIVERSITET

Nitrogen on File hajdar - An investigation of nitrogen levels and modeling of nitrogen transport in surface water at File hajdar, Gotland

Sara Nyberg

Abstract

On the northeast coast of Gotland in Slite lies one of Heidelberg Materials' limestone quarries. Today, the factory has permission to extract limestone until 2027, and an application for extended quarrying operations for the next 30 years is in process. The new quarrying activity will involve removing a part of a catchment area. This catchment area supplies water to several Natura 2000 areas south of the quarry. With the removal of land, there will be water losses, and as a protective measure, the factory intends to infiltrate water back into surface and groundwater. The water to be used for this purpose is drainage water from the quarry. Due to nitrogen-based explosives, this water has higher nitrogen levels than the natural levels in the area. The purpose of this study was to investigate how nitrogen levels in the area are affected by the protective measure using INCA-N, a software for simulating nutrient transport in rivers. According to the model, the future infiltration will not affect the water balance as the volumes added are relatively small. However, the infiltration will affect nitrate levels in the area where it is infiltrated. Downstream along the river, nitrogen levels will not be affected by the infiltration. INCA-N is a surface water model, and the groundwater situation in the limestone bedrock of Gotland is complex. Therefore, this model comes with many uncertainties regarding the interaction between surface and groundwater at the site.

Keywords: Cement industry, quarry water, surface water, groundwater, nitrogen levels, flow modelling, nitrogen transport modelling

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Johan Larsson Ämnesgranskare: Roger Herbert

Examinator: Sahar Dalahmeh

REFERAT

Kväve på File hajdar - En undersökning av kvävehalter och modellering av kvävetransport i ytvatten på File hajdar, Gotland

Sara Nyberg

På nordöstra Gotland i Slite ligger en av Heidelberg Materials kalktäkter. I dag har fabriken tillstånd att bryta kalk till år 2027, och en tillståndsansökan för utökad täktverksamhet för 30 år framöver är i process. Den nya täktverksamheten kommer att medföra att en del av ett avrinningsområde bryts bort. Detta avrinningsområde förser ett antal Natura 2000-områden söderifrån takten med vatten. Med bortbruten mark följer vattenförluster och som skyddsåtgärd avser fabriken att infiltrera vatten tillbaka till yt- och grundvatten. Det vatten som ska användas för ändamålet är länshållningsvatten från takten. Detta vatten har, på grund av kvävebaserade sprängmedel, högre kvävehalter än de naturliga i området. Syftet med detta arbete var att undersöka hur kvävehalterna i området påverkas av skyddsåtgärden med hjälp av INCA-N, en programvara för simulering av ämnestransport i vattendrag. Enligt modellen kommer inte den framtida infiltrationen att påverka vattenbalansen då de tillförda volymerna var så pass små. Infiltrationen kommer däremot att påverka nitrathalterna i det område som det infiltreras i. Längre ned längs med vattendraget kommer inte kvävehalterna påverkas av infiltrationen. INCA-N är en ytvattenmodell och grundvattensituationen i den gotländska kalkberggrunden är komplex. Därför kommer denna modell med många osäkerheter gällande samspelet mellan yt- och grundvatten på platsen.

Nyckelord: Cementindustri, länshållningsvatten, ytvatten, grundvatten, kvävehalter, flödesmodellering, kvävetransportmodellering

Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Villavagen 16, SE-752 36, Uppsala.

Förord

Den här rapporten omfattar 30 hp och avslutar civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet är skrivet i samarbete med konsultföretaget Bergab - Berggeologiska Undersökningar AB.Handledare har varit hydrogeolog Johan Larsson från Bergab och ämnesgranskare har varit universitetslektor Roger Herbert vid Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Universitet.

Jag vill rikta ett stort tack till Johan Larsson som agerat bollplank under hela arbetet. Tack för gedigen kunskap och snabba svar på frågor, både högt och lågt. Tack även till övriga hjälpsamma medarbetare på Bergabkontoret. Tack till Roger Herbert för genomtänkta synpunkter och för granskning under arbetets gång. Tack till Martyn Futter vid Institutionen för vatten och miljö på Sveriges Lantbruksuniversitet för engagemang och tiden lagd som hjälp och stöd med INCA-modellen. Tack till Johan Larsson, Bergab, och Jakob Eng, hydrogeolog på WSP, för tillstånd att reproducera figurer från hydrogeologiska utredningar. Tack till Heidelberg Materials Slitefabriken för material och för möjligheten att få skriva om kväverelaterade frågor på platsen.

Tack till vänner i Uppsala för att ni hjälpt mig att tro på mig själv tillräckligt mycket för att ta mig igenom dessa fem år. Tack till familjen för allt stöd och tack till min Oscar.

Sara Nyberg
Uppsala, maj 2024

Populärvetenskaplig sammanfattning

Cementindustrin har funnits sedan långt tillbaka och det som används för att tillverka cement är kalk- och mangelsten. Stenen måste lossas från sin plats med hjälp av sprängmedel som oftast är tillverkade av kväveföreningar. Det gör att kväve från odetonerat sprängmedel hamnar i vattendrag runt om kalkbrottet. När man arbetar i ett dagbrott, som egentligen är en stor grop, måste man pumpa bort det grundvatten som annars skulle rinna in i dagbrottet för att det inte ska bli helt vattenfyllt. Det vatten som man pumpar bort kallas för länshållningsvatten och det är det vattnet som får högre halter av kväve på grund av sprängmedlet. Kväve är ett ämne som finns i mängder av molekyler, bland annat ammonium och nitrat. Kväve är inte skadligt i sig, men i för höga halter kan det bli problematiskt för naturen.

Heidelberg Materials är ett företag som har cementfabriker över hela världen, en av dessa ligger i Slite på nordöstra Gotland. Fabriken behöver tillstånd av mark- och miljödomstolen att lösgöra kalksten för att tillverka sitt cement. I dagsläget har fabriken endast tillstånd att bryta kalksten till och med den sista december 2026. Därför har fabriken skickat in en ansökan om att få utöka sin verksamhet i dagbrottet i 30 år till. Det kalkbrott som fabriken vill fortsätta bryta kalk i ligger i ett område som kallas File hajdar. I närheten av det området finns också flera Natura 2000-områden. De är utpekade av länsstyrelsen för att bevara den speciella natur som finns på platsen. När fabriken ska fortsätta att bryta kalk kommer en del mark att brytas bort som i dagsläget förser delar av Natura 2000-områdenas våtmarker med vatten. Eftersom man inte vill att Natura 2000-områdena ska få mindre vatten så kommer fabriken att återföra vatten till de här områdena. Det vatten som ska användas för återföringen är länshållningsvattnet från dagbrottet på File hajdar. Man ska helt enkelt pumpa upp och släppa tillbaka vatten till naturen. Problemet som kan uppstå är att länshållningsvattnet har högre kvävehalter än vad de naturliga vattnen har i Natura 2000-områdena, vilket kan bli skadligt om det tillsätts för mycket kväve och under för lång tid.

I det här arbetet är syftet att ta reda på hur mycket kväve som kommer att nå Natura 2000-områdena när fabriken ska pumpa tillbaka vatten till vattendragen. För att kunna besvara hur stor skillnaden mellan dagsläget och framtiden kommer att bli, undersöktes det också vilka källor till kväve som idag finns på och runt File hajdar.

Data insamlades med kemiska analyser av ytvatten, grundvatten och länshållningsvatten på olika platser på och runt om File hajdar. Denna data delades in efter typ av vatten och ämne. Därefter beräknades övergripande statistik över kvävehalter och dessutom skapades kartor och låddiagram för att visa vart det finns mest kväve. Därefter skapades en modell över området med syfte att se hur kvävehalterna varierade över området och över tid. Men också för att kunna simulera hur framtidens kvävehalter kommer att se ut, särskilt hur platsen kommer att bli påverkad av återförelsen av vatten. Modellen som byggdes gjordes det i en programvara som heter INCA-N. Denna kan simulera ämnestransport i landskap och har med alla kväveprocesser som kan påverka kvävehalterna i naturliga förhållanden. Modellen skapades över hur området ser ut i utgångsläget, men också med scenarion där olika kvävehalter i vattnet som återfördes tillsattes.

Resultaten visade att en å vid namn Anerån hade högst kvävehalter av alla ytvatten. Det berodde på att fabriken i dagsläget pumpar länshållningsvatten från dagbrottet på File hajdar till den ån, särskilt under vintermånaderna. På vintern kunde man se att det var högre halter av ämnet nitrat än på sommaren, vilket berodde på att kväveprocesser som tar bort kväve ur vattendragen är snabbare på sommaren. För ammonium kunde ingen skillnad mellan sommar och vinter ses i något vatten. I grundvatten kunde den högsta halten kväve ses i den provpunkt som kallades BH80 (står för borrhål 80). Det tros bero på att kalkbrottet ligger så nära borrhålet att det läcker in kväverester från sprängmedel till det. Dessutom fanns det två grundvattenkällor, där det kom vatten upp underifrån, som också hade höga halter av kväve. De kallades Prosthulet och Oles källa och låg sydväst från dagbrottet. De höga halterna kväve här tros komma från jordbruk och djurhållning västerifrån. Sedan fanns det även en provtagningspunkt för grundvatten i jord, BH1802J, där ingen förklaring till de höga halterna kunde ges.

Modellen visade att infiltrationen inte kommer att påverka kvävehalterna längre ned från infiltrationspunkten särskilt mycket. Det beror på att de volymer som man släpper är så små jämfört med allt det vatten som redan flödar i ån. Det sker alltså en utspädningseffekt av det vatten som tillförs. På grund av de små volymerna påverkas inte vattenbalansen, men eftersom att vattnet hade högre nitrathalter än de naturliga, så höjdes nitrathalten betydande i närområdet där det släpptes. Infiltrationen skulle ske i april-maj och i september-oktober och den infiltration som skedde på hösten visade sig påverka halterna mer än den som skedde på våren.

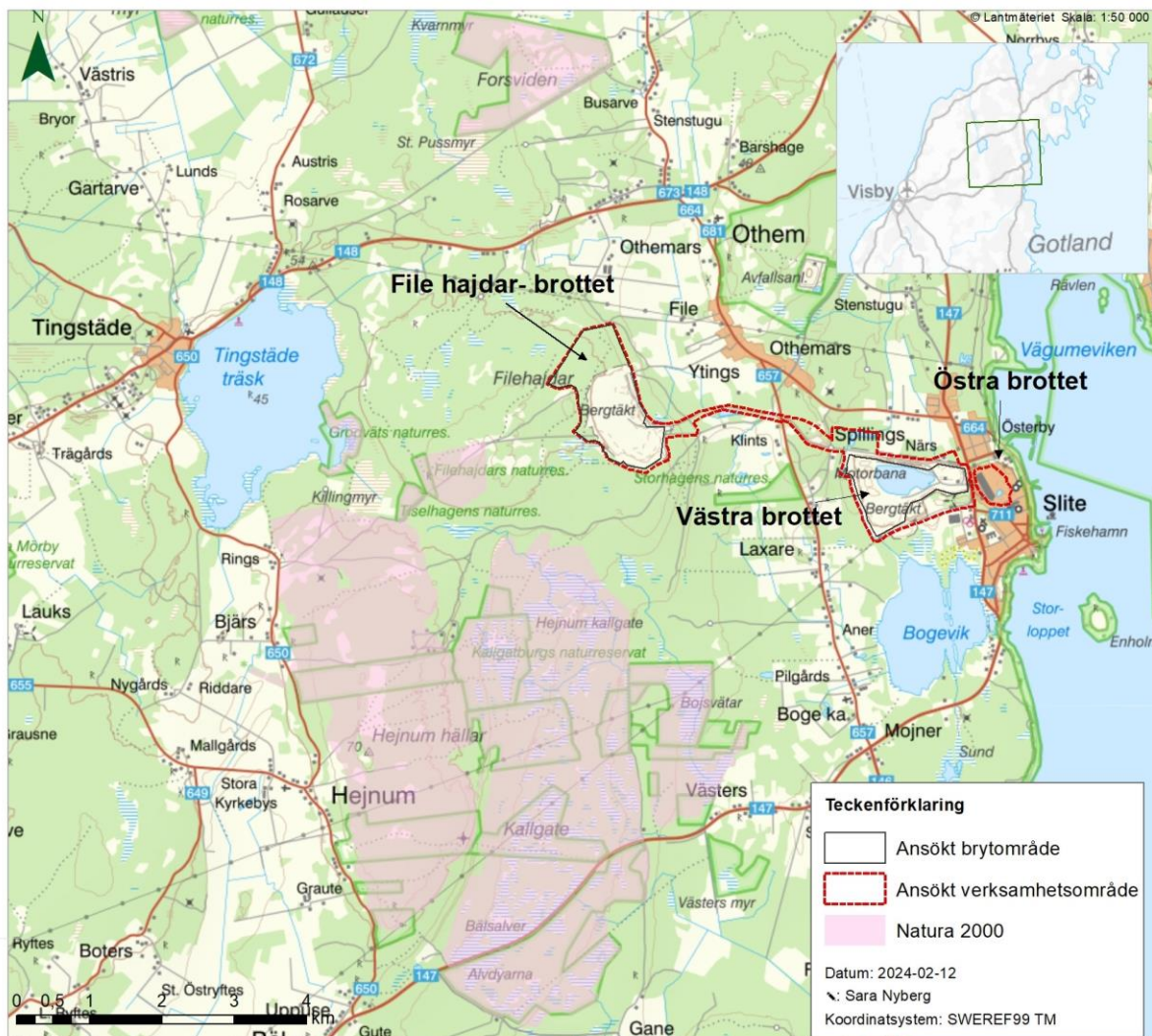
INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING.....	1
1.1 SYFTE.....	2
1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR.....	2
2. BAKGRUND	2
2.1 SLITEFABRIKEN	2
2.1.1 Utökad täktverksamhet	3
2.1.2 Ny vattenhantering File hajdar-täkten	3
2.2 PLATSBESKRIVNING.....	4
2.2.1 Meteorologiska förhållanden	4
2.2.2 Berggrund och jordarter.....	5
2.2.3 Hydrogeologiska förhållanden.....	6
2.2.4 Avrinningsområden	8
2.2.5 Natura 2000	11
2.3 SKYDDSGÅTGÄRDER	12
2.3.1 Ridåinjektering	12
2.3.2 Infiltration i berg.....	12
2.3.3 Tillförsel av ytvatten.....	13
2.3.4 Restaurering av strandvall	14
2.3.5 Rening av länshållningsvatten	14
2.4 KVÄVE.....	15
2.4.1 Kvävecykeln	15
2.4.2 Kväveutlakning från gruvindustri.....	16
2.4.3 Kväveutlakning från jordbruk.....	16
2.4.4 Kvävedeposition	17
2.4.5 Kväveretention.....	19
2.4.6 Sveriges miljömål och miljö kvalitetsnormer med avseende på kväve	19
3. TEORI.....	20
3.1 MANN-KENDALL.....	20
3.2 WILCOXON RANK SUM-TEST	21
3.3 PERSiST	21
3.3.1 Indata och setup	22
3.3.2 Osäkerhetsparametrar	23
3.4 INCA-N.....	24
3.4.1 Indata och setup	25
3.4.2 Kalibrering.....	26
4. METODER	26
4.1 LITTERATURSTUDIE	26

4.2 DATABEARBETNING	27
4.2.1 Beräkningar	29
4.2.2 Kartor.....	30
4.3 MODELLERING	30
4.3.1 Struktur och indata.....	31
4.3.2 Modell utan infiltration.....	33
4.3.3 Modell med infiltration.....	35
4.3.4 Kalibrering och känslighetsanalys	36
5. RESULTAT	36
5.1 KVÄVETS FÖRDELNING ÖVER OMRÅDET	36
5.2 TREND ÖVER TID	39
5.3 ÅRSTIDSVARIATIONER	40
5.4 DEPOSITION	44
5.5 LÄNSHÅLLNINGSVATTEN.....	45
5.5.1 Jämförelse läns hållningsvatten och naturliga halter i Vikeåns avrinningsområde.....	45
5.6 MODELLERING	45
5.6.1 PERSiST.....	45
5.6.2 INCA-N	46
5.6.3 Osäkerhetsparametrar och känslighetsanalys	53
6. DISKUSSION	54
6.1 KVÄVE I UTGÅNGSLÄGET.....	54
6.1.1 Jämförelse med miljö kvalitetsnormer	55
6.1.2 Trend över tid	55
6.1.3 Osäkerheter i mätdata och databearbetning	56
6.2 DEPOSITION	57
6.3 MODELLERING	58
6.3.1 Diskussion av modellresultat utan infiltration	58
6.3.2 Kalibrering.....	59
6.3.3 Diskussion av modellresultat med infiltration	59
6.3.4 Osäkerheter och antaganden i modellen	60
6.3.5 Osäkerhetsparametrar och känslighetsanalys	62
6.4 VIDARE STUDIER	62
7. SLUTSATSER.....	63
8. REFERENSER.....	64
9. BILAGOR.....	68

1. INLEDNING

Gotland har en lång historia av att bryta kalksten (Länsstyrelsen Gotlands län 2006). Så tidigt som på forntiden användes kalksten till att resa bildstenar. Industrialiseringen på 1800-talet medförde en större efterfrågan av kalksten och mot slutet av århundradet var brytning med avsikt att tillverka cement det nya användningsområdet. Sedan dess har det funnits stenbrott över hela Gotland och som mest arbetade 600 personer vid brotten på 1930-talet (ibid.). Idag finns det få aktiva brott kvar på Gotland. File hajdar-takten och Västra brottet är två av dem, vilka kan ses i Figur 1.



Figur 1. Karta över Heidelberg Materials planerade täktverksamhet och närliggande Natura 2000-områden. Kartunderlag: Lantmäteriet.

På nordöstra Gotland i Slite ligger en av Heidelberg Materials cementfabriker, där kalksten bryts, bränns och mals till cement som sedan transporteras till övriga Sverige och utlandet. Heidelberg Materials har ansökt om utökad täktverksamhet på File hajdar i 30 år framåt och tillståndprocessen har inletts. File hajdar är ett höjdområde som mestadels utgörs av näringsfattig skog och alvarmark. I området omkring File hajdar finns olika typer av våtmarker. Både alvarmarkerna och våtmarkerna hyser flora och fauna med höga naturvärden, vilket är

varför flera Natura 2000-områden är utpekade i området. Den nya ansökta och utökade täktverksamheten kommer att ha betydande påverkan på närmiljön och kan komma att påverka hydrologin i Natura 2000-områdena söderut från File hajdar-täkten om inga skyddsåtgärder utförs.

Två av de skyddsåtgärder som avses vidtas är att återföra vatten till grundvattensystemet genom infiltration i berg och att återföra vatten till ytvattensystemet genom att släppa vatten i en våtmark. Dessa två åtgärder ska tillsammans med en rad andra åtgärder förhindra de vattenförluster till Natura 2000-områdena som kommer av den nya utökade täktverksamheten. Vattnet som ska användas för ändamålet är länshållningsvattnet från täktverksamheten. Detta vatten har högre kvävehalter än de naturliga halterna, vilket kan komma att bli problematiskt för ekosystemen i Natura 2000-områdena. Det är därför av intresse att undersöka hur kvävehalterna kommer att förändras när dessa skyddsåtgärder utförs så att det i förlängningen kan undersökas hur detta kommer att belasta ekosystemen på platsen.

1.1 SYFTE

Huvudsyftet med detta examensarbete är att kvantifiera kvävehalterna på och runt File hajdar och undersöka hur dessa kommer att förändras vid återföring av länshållningsvatten till grund- och ytvatten. För att detta syfte ska uppfyllas behöver en kartläggning av samtliga källor till kväve i området göras. Hur återförsel av vatten till ytvattensystemen kan förändra halterna av kväve kommer att beräknas med hjälp av INCA-N modellen.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

- Hur kan kvävehalterna i ytvattnet på och kring File hajdar förändras vid återförsel av länshållningsvatten?

För att besvara denna huvudfrågeställning krävs att ytterligare delfrågeställningar om utgångsläget besvaras:

- Vilka är de främsta kvävekällorna i området på och omkring File hajdar?
- Hur varierar halterna av olika kväveparametrar rumsligt och över tid i olika typer av vatten?

2. BAKGRUND

I detta avsnitt kommer bakgrundsinformation om fabriken, platsen och kväveprocesser att tas upp. Denna kunskap kommer att vara relevant under de senare delarna av rapporten.

2.1 SLITEFABRIKEN

På Heidelberg Materials fabrik i Slite arbetar runt 230 personer och fabriken sysselsätter dessutom entreprenörer och transportpersonal, totalt runt 430 personer (Heidelberg Materials 2024a). Cement som produceras i fabriken är en produkt av kalk- och mägersten som hettats upp till 1450°C i en ugn, varvid reaktiva cementmineral bildas i form av cementklinker. Cementklinker mals med tillsatsmaterial till ett fint pulver. Pulvret är den färdiga produkten

cement som är bindemedlet i betong. För att bilda betong blandas cement med ballast och vatten, vilket gör att cementmineralen reagerar och betongen hårdnar (Heidelberg Materials 2024b). Varje dag produceras cirka 7000 ton cement vid Slitefabriken, vilket motsvarar en årsproduktion på 2,5 miljoner ton. Detta tillgodoser majoriteten av Sveriges cementbehov (Heidelberg Materials 2024a).

Heidelberg Materials har tre kalktäkter vid Slite, vilka kan ses i Figur 1. Brytning pågår i File hajdar-täkten och Västra brottet medan brytningen i Östra brottet har avslutats. I Slitefabrikens dagbrott har det under de senaste fem åren brutits omkring 3 miljoner ton sten per år och för att lösgöra kalkstenen används kvävebaserade sprängmedel (Siesing 2023). Det nuvarande tillståndet för täkt- och vattenverksamhet som Heidelberg Materials har löper ut den 31 december 2026. Tillståndet tillåter att i Västra brottet bryta ner till nivån -26 och i File hajdar-täkten till +20 i höjdsystemet RH2000. File hajdar-täkten är idag 87 ha enligt tillstånd (Siesing 2023).

För att kunna bryta kalksten under grundvattennivån måste det vatten som rinner in till täkten pumpas bort så att den förblir torr, så kallad länshållning (Siesing 2023). Länshållningsvattnet består av en blandning av nederbörd och inläckande grund- och ytvatten. I Västra och Östra brottet består en del av det inläckande vattnet också av havsvatten. Länshållningsvattnet från Västra brottet leds via Östra brottet till Östersjön. Från File hajdar-täkten pumpas länshållningsvattnet till Anerån som mynnar ut i Bogeviden och så småningom i Östersjön (ibid.).

2.1.1 Utökad täktverksamhet

Heidelberg Materials har ansökt om utökad täktverksamhet i framför allt File hajdar-täkten i 30 år framåt, området som avses brytas bort visas i Figur 1. Avsikten är att utöka täkten från 87 till 161 ha och djupet från +20 till +5 i RH2000 (Siesing 2023). I Västra brottet kommer enbart slutbrytning att ske och ytan kommer inte att förändras, arbetet i täkten ska ha avslutats senast den 31 december 2034. Då ska även länshållningen av Västra brottet upphöra och brottet kommer att vattenfyllas (ibid.).

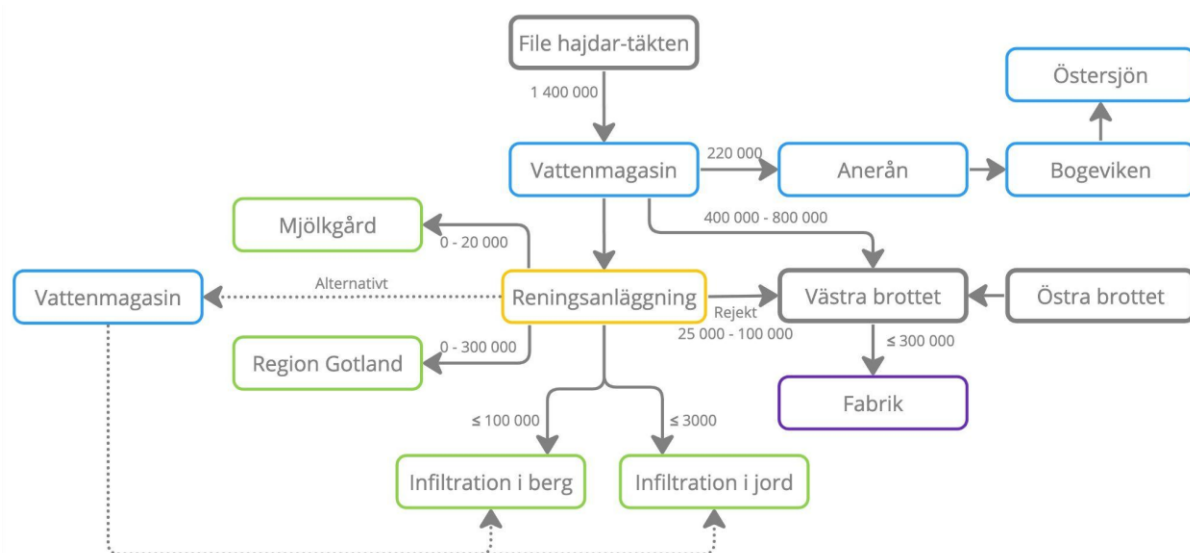
Med den planerade utökade täktverksamheten kommer konsekvenserna för vatten att bli följande:

- Ytvattentillrinningen till Natura 2000-områden söderut från täkten minskar på grund av att tillrinningsområdet minskar då större täktområde tas i anspråk.
- Grundvattennivåerna i och kring de skyddade områdena kan komma att sänkas. Det grundas i att täktbotten i File hajdar-täkten avses sänkas med 15 m vilket medför sänkta trycknivåer i berget (Larsson et al. 2023).

2.1.2 Ny vattenhantering File hajdar-täkten

Om den nya ansökte täktverksamheten får godkänt kommer det att innebära att ett nytt vattenhanteringssystem i File hajdar-täkten kommer att etableras, ett flödesschema över den nya vattenhanteringen kan ses i Figur 2 (Siesing 2023). Ett vattenmagasin kommer att anläggas

i de södra delarna av täkten, av tillräcklig dimension för att magasinera 600 000 m³ där det inläckande vattnet kommer att ansamlas. En ny vattenreningsanläggning kommer att byggas i täkten som avser rena vatten till dricksvattenkvalitet. Vatten kommer att distribueras från det nya vattenmagasinet till reningsanläggningen för fortsatt distribution därifrån. Från reningsanläggningen är avsikten att distribuera vatten till infiltrationsändamål i berg och jord söderut, till Anerån för att motverka förlust av tillrinning, till Region Gotland för dricksvattenändamål och till en mjölgård norr om täkten. Rejektivattnet från reningsanläggningen kommer att gå till Västra brottet. Efter avslutad täktverksamhet kommer även länshållningen av täkten att upphöra, och det förväntade tidsintervallet för vattenfyllnaden uppskattas till omkring 90 år (ibid.).



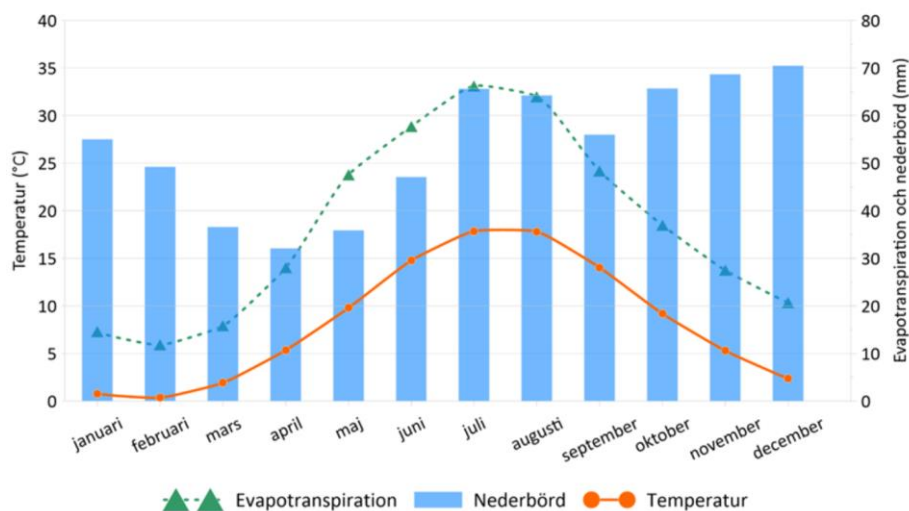
Figur 2. Flödesschema över framtida vattenhantering vid Slitefabriken. Alla volymer avser slutet av den ansökta tillståndstiden och är angivna i enheten m³/år.

2.2 PLATSBESKRIVNING

I detta avsnitt av rapporten redogörs det för meteorologiska, hydrologiska och geologiska förhållanden för platsen. Dessutom presenteras de aktuella avrinningsområdena och Natura 2000-områdena på och runt File hajdar.

2.2.1 Meteorologiska förhållanden

Årsmedelnederbörden är 640 mm/år (SMHI:s station Hejnum 1991-2020), årsmedeltemperaturen är 8,3°C (SMHI:s station Fårösund Ar 1995-2020) och årsmedeleapotranspirationen är 439 mm/år (beräknad från S-HYPE) (Larsson et al. 2023). Hur dessa parametrar varierar över året visas i Figur 3.



Figur 3. Meteorologiska förhållanden. Månadsmedelnederbörd hämtad från SMHI:s mätstation Hejnum, temperatur från SMHI:s mätstation Fårösund Ar och beräknad evapotranspiration från SMHI:s modell S-HYPE för Aneråns avrinningsområde (Larsson et al. 2023).

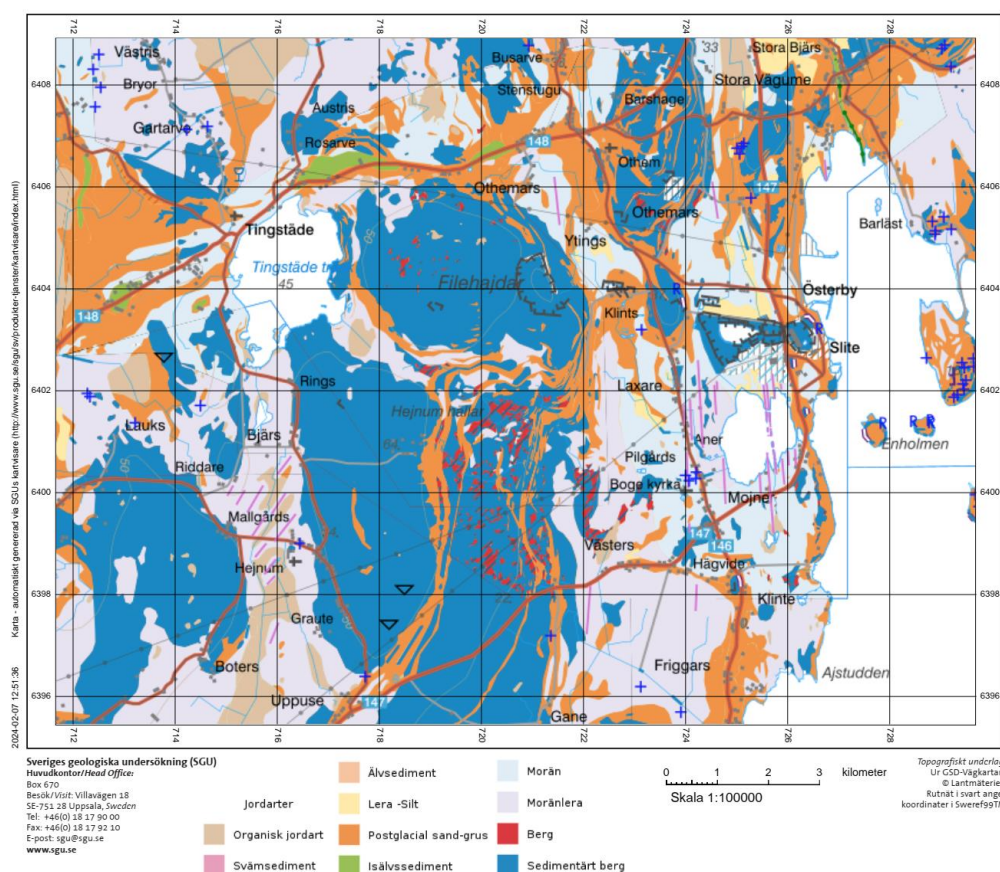
2.2.2 Berggrund och jordarter

Den gotländska berggrunden består i majoritet av äldre paleozoiska sedimentära bergarter (Eng et al. 2023). Kalksten är den vanligaste bergarten på Gotland, följt av mörgelsten och sandsten (Larsson et al. 2023). Vid File hajdar-täkten består berggrunden av ett lager mörgelsten med ett lager kalksten ovanpå. Eftersom att berggrunden vid Slite inte gått igenom någon betydande tektonisk påverkan är lagren horisontella (Eng et al. 2023). Kalkstenen är lagrad kalksten och revkalksten, där den senare nämnda har mer vertikala strukturer än den förstnämnda (Askling & Amnéus Mattisson 2023). Ett spårämnesförsök som konsultföretaget WSP gjort visade en effektiv porositet på 0,12% (ibid.). Den översta metern av kalkstenen är i vissa områden vittrad till så kallad epikarst, vilket är stora ytliga sprickor i berget, se Figur 4. Detta kan ha en stor påverkan på den lokala hydrologin eftersom sprickorna för med sig vatten från högre liggande områden till lägre liggande områden (Larsson et al. 2023).



Figur 4. Vattenförande karstsprickor i kalkstensberggrunden. Foto: Bergab.

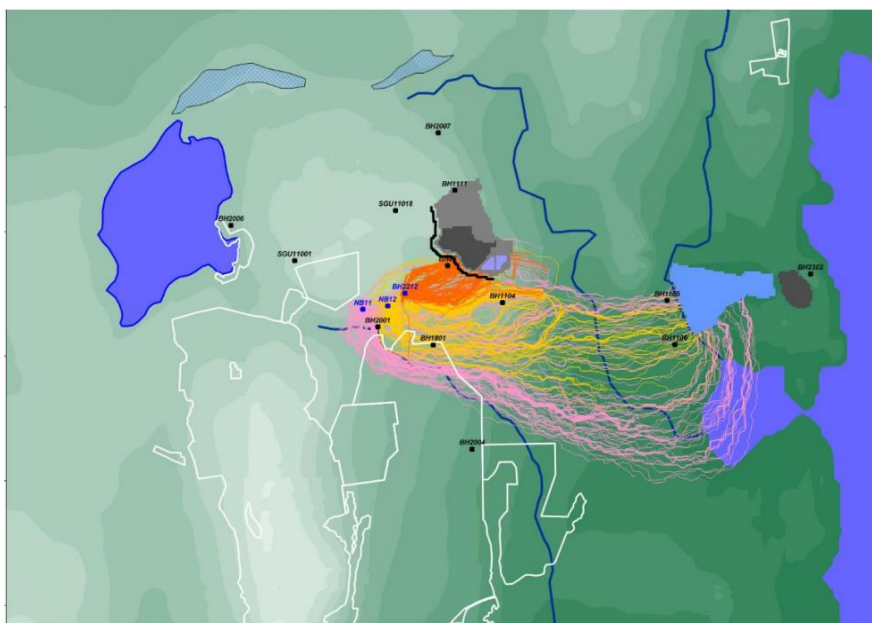
De tunna jordlager som finns på File hajdar utgörs av lerhaltig vittringsjord, men på många platser finns inga jordlager alls, se Figur 5. På de platser där jordlager finns är de täta och förhindrar emellertid infiltration av vatten till underliggande berggrund. Den låga konduktiviteten bidrar till att det bildas tillfälliga våtmarker i och omkring höjdområdet File hajdar (Larsson et al. 2023). I de lägre belägna områdena runt omkring brotten består jordlagrena mestadels av moränlera. Söder och österut från File hajdar-täkten finns gamla strandvallar från postglaciala Östersjö-stadier och här förekommer även torv och kalkgyttja. Myrarna på denna plats har hög vattenhållande förmåga (ibid.).



Figur 5. Jordartskarta. Kartunderlag: Sveriges geologiska undersökning och Lantmäteriet.

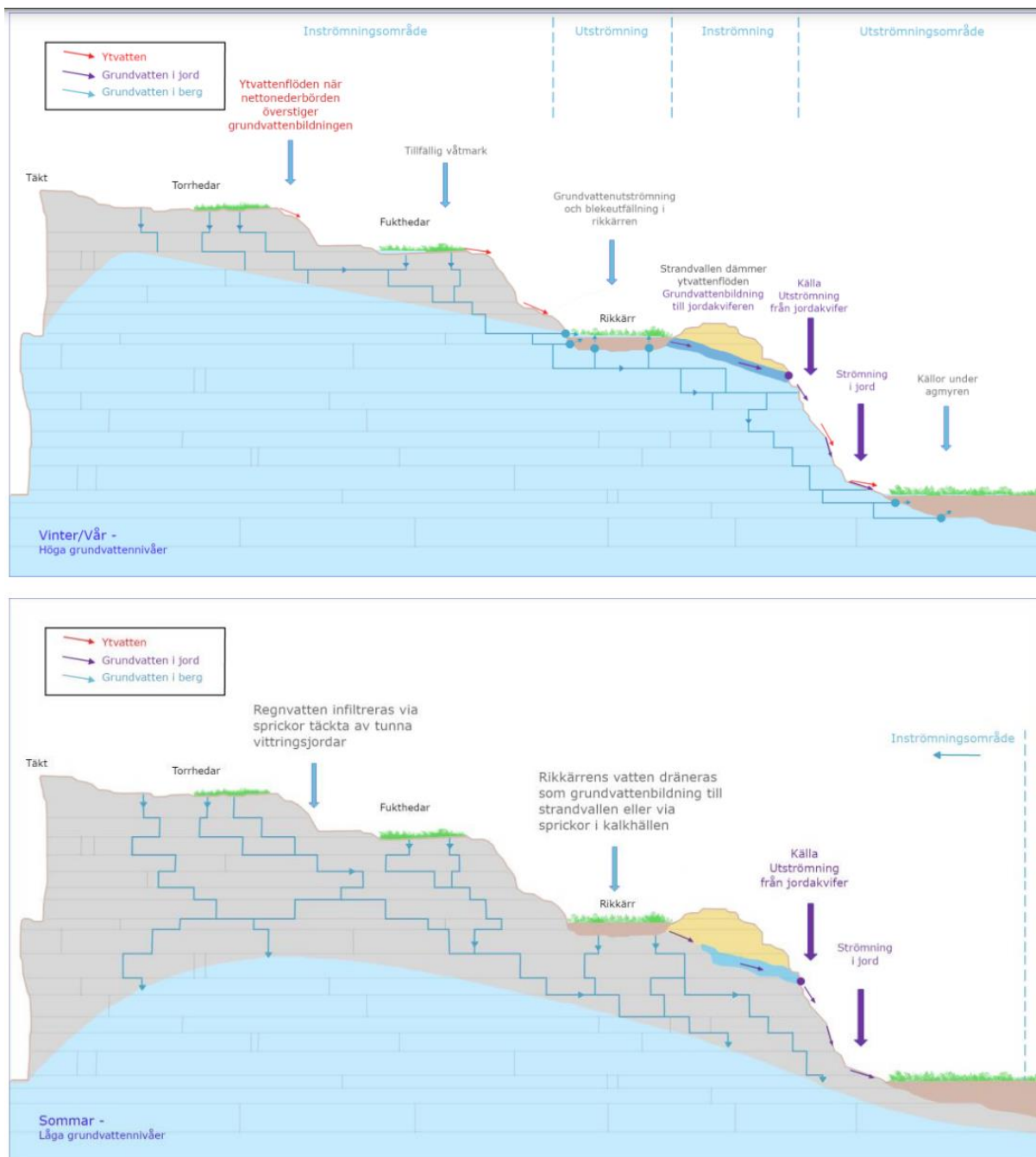
2.2.3 Hydrogeologiska förhållanden

Grundvattenbildningen är låg jämfört med i övriga Sverige och är nästan enbart begränsad till precis efter nederbörd och vid snösmältning (Askling & Amnéus Mattisson 2023). Eftersom sprickorna i berggrunden är övervägande horisontella är riktningen av grundvattenströmningen till övervägande del horisontell. Riktningen på grundvattenströmningen är mot Boge Viken och Östersjön eller till Västra brottet som är avsänkt under grundvattenytan (ibid.). WSP har utfört infiltrationsförsök i brunnar på och omkring File hajdar för att undersöka riktningen på grundvattenströmningen. De har även modellerat grundvattenströmningen vilket visas i Figur 6.



Figur 6. Modellerad grundvattenriktning vid infiltration i tre olika brunnar efter 8 års infiltration (Eng et al. 2023).

På grund av geologin på platsen blir hydrologin komplex. Den nederbörd som faller bildar vattendrag i området och denna avrinning kan växla mellan ytvattenavrinning och grundvattenavrinning och tillbaka igen (Larsson et al. 2023). Detta beror dels på epikarsten som bildar stora vattenförande sprickor där vatten rinner från högre liggande punkter och strömmar ut i lägre. Det beror även på att grundvattennivåerna över året har stora fluktuationer, de kan variera så mycket som 30 m över året (Eng et al. 2023). Grundvattennivåerna är höga på vinterhalvåret och låga på sommarhalvåret. Den låga genomsläppligheten i lerjordarna och de få vertikala sprickorna i kalkstenen bidrar till att det bildas våtmarker över området. På de högre belägna områdena på File hajdar bildas det våtmarker med relativt höga vattennivåer på vinterhalvåret och på sommaren är området helt torrt. Längre söderut mot Natura 2000-områdena finns det myr- och våtmark året om. Karstsprickorna fungerar under de blöta delarna av året som utströmningsområden för ytligt grundvatten till våtmarkerna. Under de torrare sommarmånaderna är samma sprickor inströmningsområden till grundvattenbildning. Oftast är ytavrinningen synlig på ytan vid höga flöden, men där jordlagrena blir mäktigare kan vattnet avrinna som ytligt grundvatten i jord. Det finns således vatten i form av ytvatten, grundvatten i jord och grundvatten i berg som samspelar på denna plats, vilket illustreras i Figur 7 (Larsson et al. 2023). I Figur 7 visar den övre bilden höga grundvattennivåer och utströmningsområden i rikkärren, den nedre bilden visar låga grundvattennivåer och att samma områden då fungerar som inströmningsområden till grundvatten istället.



Figur 7. Schematisk bild över samspelet mellan grund- och ytvatten i den gotländska berggrunden (Larsson et al. 2023).

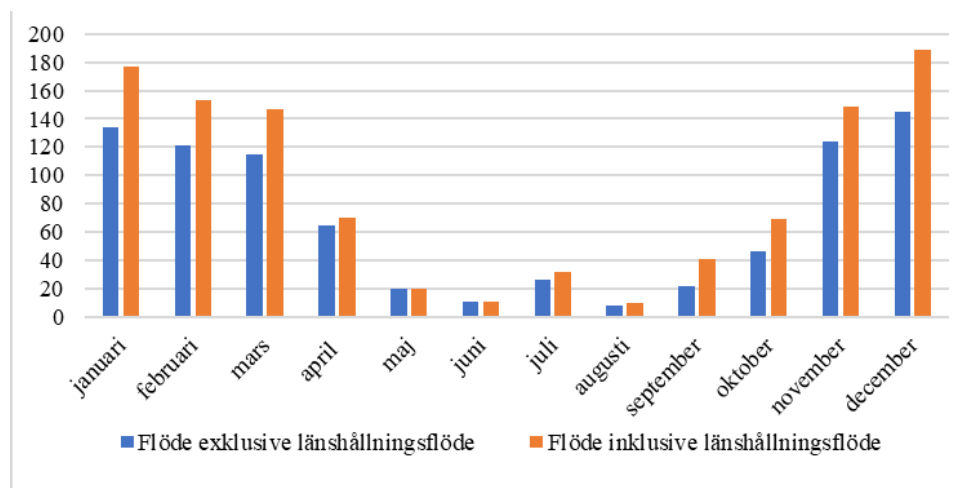
2.2.4 Avrinningsområden

Avrinningsområdena som ligger omkring File hajdar-täkten kan delas in i tre åtskilliga: Anerån som ligger öster om täkten, Vikeån som ligger söderut och Tingstäde träsk som ligger västerut från täkten (Larsson et al. 2023). Dessa kan ses i Figur 8.



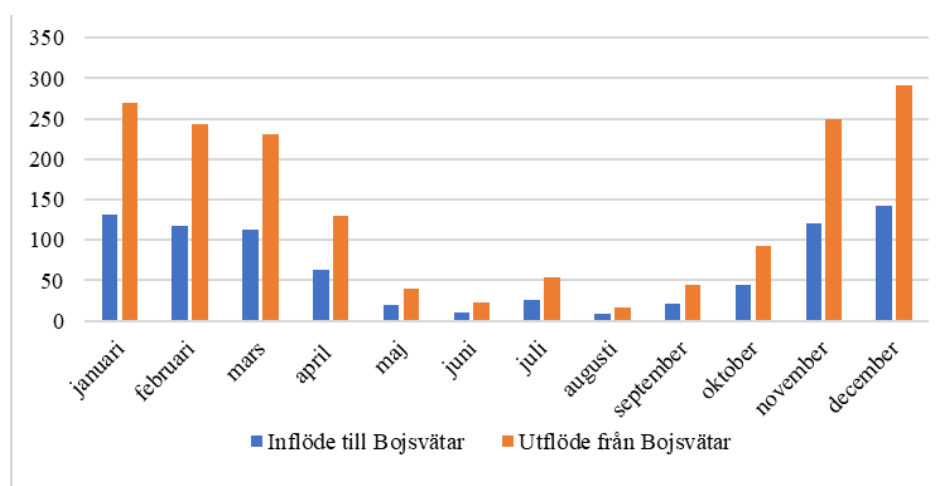
Figur 8. Avrinningsområden och åar runt File hajdar. Kartunderlag: Lantmäteriet.

Aneråns avrinningsområde består mestadels av skogsmark, alvarmark och jordbruksmark, även majoriteten av File-hajdar-täkten ligger inom Aneråns avrinningsområde. Ån flödar från norr till sydost och mynnar i Boge Viken. Länshållningsvattnet från File hajdar-täkten pumpas idag till Anerån, det länshålls från cirka september till mars. Hela avrinningsområdet är 2150 ha stort och idag rinner 4,5 ha, inklusive täktens yta om ca 87 ha, till täkten. När den utökade täkten är helt utbruten kommer ytterligare cirka 80 ha av Aneråns avrinningsområde att tillrinna till täkten. Nuvarande vattenföring i Anerån kan ses i Figur 9 som visar både vattenföring innan och efter tillskott av länshållningsvatten i sammanflödespunkten.



Figur 9. Flöde under året i Anerån vid sammanflödespunkten [l/s]. Tillskott av länshållningsvatten från File Hajdar-brottet är markerat som orange och det naturliga flödet markerat i blått. Medelvärdesbildat över åren 2020-2022 (Larsson et al. 2023).

Vikeåns avrinningsområde utgörs av skogsmark och hållmark men även en del våtmark. Ån flödar från nordväst till sydöst och består i början av många diffusa vattendrag som blir en å längre söderut. Vikeån mynnar i Bandhagsån söder om väg 147. Flera Natura 2000-områden ligger inom Vikeåns avrinningsområde. Storleken på avrinningsområdet är 2650 ha och i dagsläget tillrinner 9 ha till täkten och vid fullt utbruten ansökt täkt kommer 15,8 ha att göra det. Nuvarande vattenföring i Vikeån vid inflöde och utflöde ur Natura 2000-området Bojsvåtar kan ses i Figur 10.



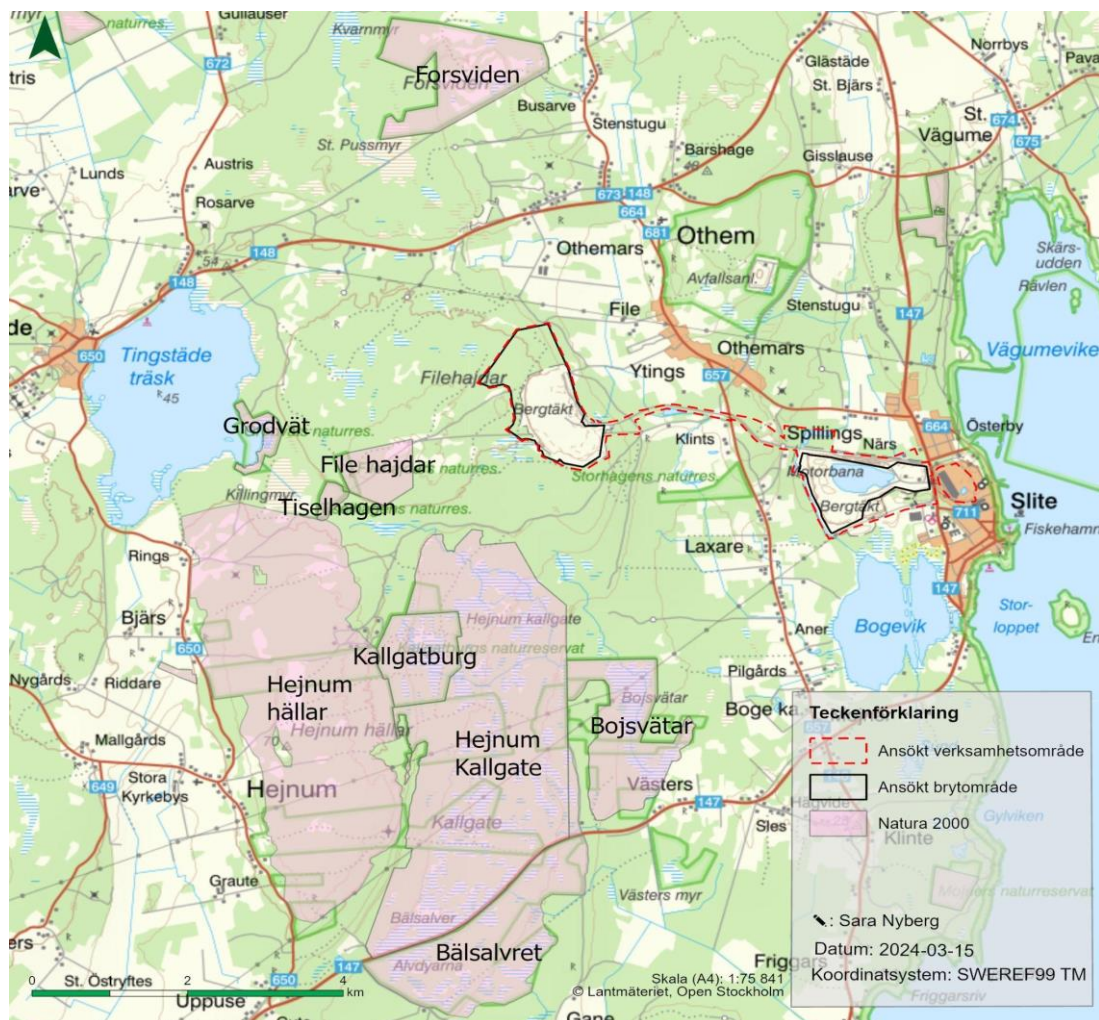
Figur 10. Flöde under året i Vikeån [l/s]. Inflöde till Natura-2000 området Bojsvåtar visas i blå färg och utflöde visas som orange. Medelvärdesbildat över åren 2020-2022 (Larsson et al. 2023).

Tingstäde träsk's avrinningsområde består till en fjärdedel av sjön som Region Gotland utnyttjar som ytvattentäkt. Avrinningsområdet är 1920 ha stort. Tingstäde träsk's avrinningsområde berörs inte av täktverksamheten idag och kommer inte heller att göra det med den utökade täktverksamheten (Larsson et al. 2023).

2.2.5 Natura 2000

Inom EU kallas de områden som är avsedda att skyddas enligt EU:s art- och habitatdirektiv samt fågeldirektiv för Natura 2000-områden (Länsstyrelsen Gotlands län 2019a). Syftet med dessa områden är att främja biologisk mångfald och hindra utrotning av vilda djur och växter genom att skydda deras habitat. Alla EUs medlemsländer ska peka ut områden som är avsedda att skyddas. Länsstyrelsen har som uppgift att ta fram en plan för bevarandet av en plats när den blivit utsedd till ett Natura 2000-område. De områden som blir utpekade har en eller flera arter eller naturtyper som är avsedda att skyddas enligt EU:s art- och habitatdirektiv samt fågeldirektiv (ibid.).

De Natura 2000-områdena som bedöms kunna bli påverkade vid utökad täktverksamhet utan utförda skyddsåtgärder är Bojsvätar, Hejnum Kallgate och Kallgatburg. Andra Natura 2000-områden som ligger i närheten av Slite är Bälsalvret, File hajdar, Forsviden, Grodvät, Hejnum hållar och Tiselhagen (Askling & Amnéus Mattisson 2023). Samtliga Natura 2000-områden kan ses i Figur 11. Många av de ovan nämnda Natura 2000-områdena är även naturreservat, vilket har en lägre skyddsklassning än Natura 2000 som anses vara av riksintresse (ibid.).



Figur 11. Karta över samtliga Natura 2000-områden runt File hajdar. File hajdar är ett geografiskt höjdområde men även ett namnet på ett specifikt utpekade Natura 2000-område. Kartunderlag: Lantmäteriet.

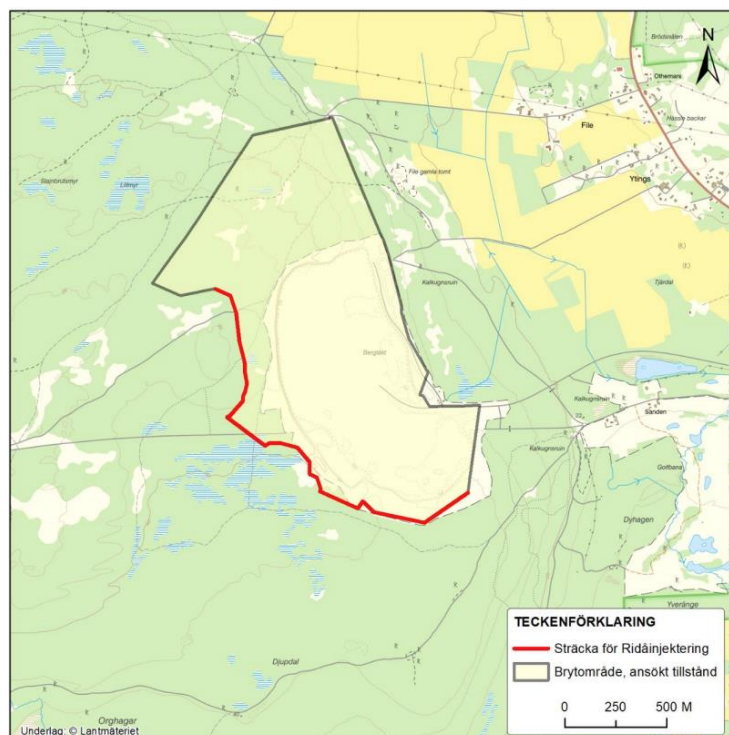
2.3 SKYDDSÅTGÄRDER

För att undvika de negativa konsekvenser som den nya ansökta täktverksamheten kan få på närmiljön avser Heidelberg Materials att göra en rad skyddsåtgärder. Det vatten som ska användas till infiltrationsåtgärderna är länshållningsvattnet från File Hajdar-täkten. Bedömningen som Calluna AB gör är att dessa åtgärder tillsammans kommer att minimera påverkan på de skyddade Natura 2000-områdena söder om täkten (Askling & Amnéus Mattisson 2023). Dessa åtgärder är följande:

- Ridåinjektering vid den sydvästra delen av File Hajdar-täkten
- Infiltration av länshållningsvatten i berg
- Tillförsel av länshållningsvatten till ytvatten
- Restaurering av strandvall

2.3.1 Ridåinjektering

Syftet med injekteringen är att minska bergets vattenförande förmåga. Ridåinjekteringen kommer innebära att cementbruk injekteras i sprickor längs med brottskanten för att undvika inläckage till täkten och behålla vatten i systemen söderut (Eng et al. 2023). Se Figur 12 för föreslagen sträcka för injektering.

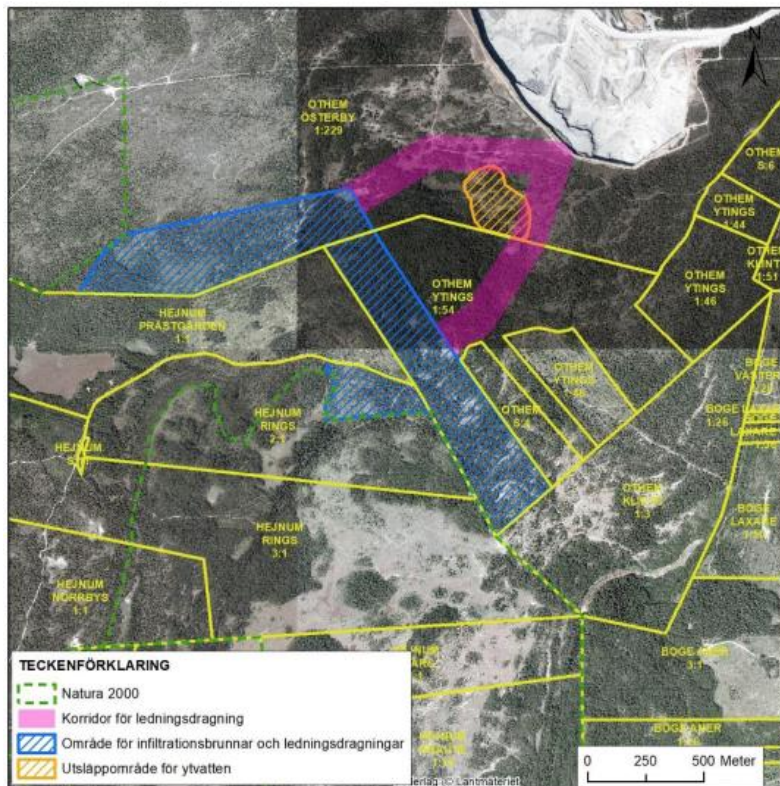


Figur 12. Föreslagen sträcka som ska ridåinjekteras längs File Hajdar-brottets sydvästra kant (Eng et al. 2023).

2.3.2 Infiltration i berg

Trycknivåerna i berget kommer att minska till följd av den utökade täktverksamheten, då medföljer en förlust av grundvattenbildning till områdena söderut (Eng et al. 2023). Infiltrationsförsök har utförts i flera borrhål i området och de visade att det är möjligt att höja grundvattennivåerna så långt som 1,5 km bort vid infiltration under en veckas tid. En av

borrhålen som använts i försöket är BH2212 som ligger inom det blåmarkerade området i Figur 13. Denna figur visar inom vilket område de brunnar som ska användas för infiltration ligger. Syftet med infiltrationen är att bibehålla de grundvattennivåer som är normala i Natura 2000-områdena. Detta ska göras i en eller flera brunnar under månaderna april-oktober. Det infiltreras inte under vinterhalvåret eftersom då är grundvattennivåerna naturligt höga och det är inte växtsäsong (Eng et al. 2023). Vattnet som kommer att användas i infiltrationen är renat länshållningsvatten från den nya reningsanläggningen i File hajdar-täkten.

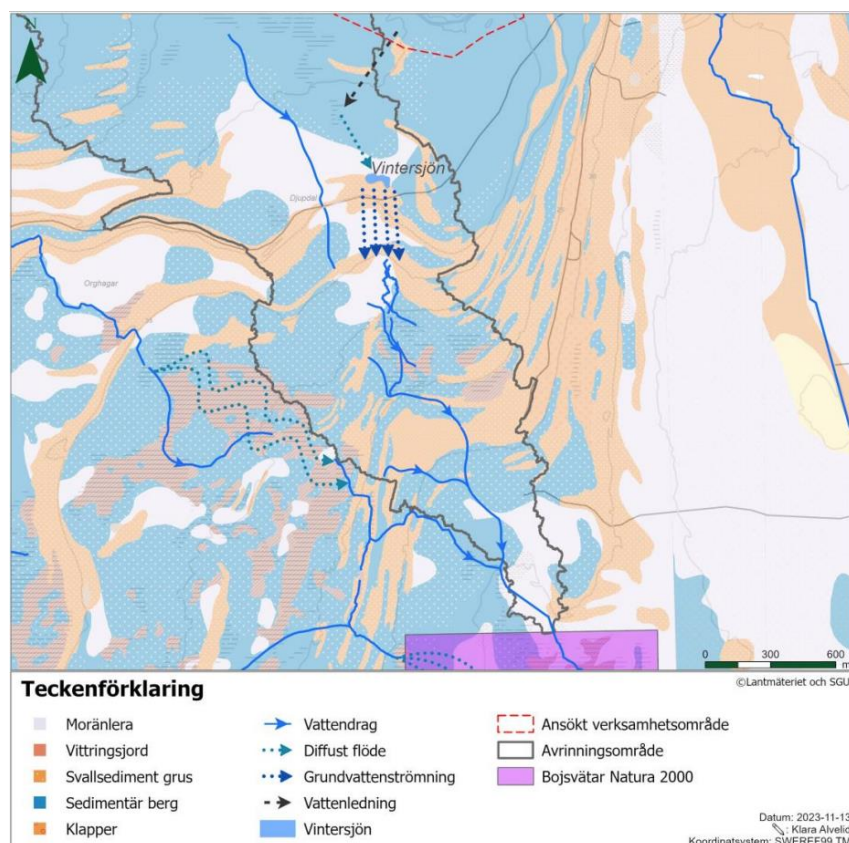


Figur 13. Område där brunnarna som är avsedda för infiltration i berg är placerade markerat i blått (Eng et al. 2024).

Den volym som ska infiltreras i berget har beräknats genom att undersöka inflödet till täkten samt hur berggrundvattnet under Natura 2000-områdena ser ut. Volymen som infiltreras kommer successivt att öka då täktverksamheten utökas, från ca 25 000 m³/år de första åren till ca 100 000 m³/år de sista åren innan täkten ska vattenfyllas. Vid fullt utbruten täkt och påbörjad vattenfyllnad kommer trycksättningen i berget återigen vara sådan att infiltrationen helt kan upphöra efter åtta år (Eng et al. 2023).

2.3.3 Tillförsel av ytvatten

Renat vatten kommer att släppas i Vintersjön som är en naturlig lågpunkt som avrinner till Vikeån och Natura 2000-området Bojsvåtar (Larsson et al. 2023). Från Vintersjön finns ett diffust vattenflöde mot Vikeån, markerat i Figur 14. Syftet med tillförseln är att motverka den vattenförlust som det minskade avrinningsområdet medför.



Figur 14. Infiltration av ytvatten i Vintersjön (Larsson et al. 2023).

Under vintern är Vintersjön naturligt vattenfylld och under sommaren helt uttorkad. Därför ska inget vatten infiltreras varken under vintern när det är naturligt höga flöden och inte heller under sommaren då Vintersjön är naturligt torr. Vatten ska infiltreras i en strandvall som dämmer upp Vintersjön. Efter infiltration färdas vattnet som grundvatten i jord i 500 m innan det strömmar ut som ytvatten. Likt infiltrationen i berg ska även volymerna här successivt öka under tiden som täktverksamheten byggs ut. Under april-maj ska volymen som infiltreras öka från 900 m³ från början till 1800 m³ när täkten är helt utbruten och under september-oktober från 500 m³ till 900 m³ respektive. De höga infiltrationsvolymerna kommer att fortgå till 8 år efter att brytningen avslutats (Larsson et al. 2023).

2.3.4 Restaurering av strandvall

En strandvall som ligger 1 km nedströms SMHI:s vattenföringsstation Orgvät ska återuppbyggas. Platsen för stationen kan ses i Figur 20 under avsnitt 4.2. Den våtmark som ligger uppströms strandvallen kommer att utökas från 0,2 ha till 9,4 ha (Larsson et al. 2023).

2.3.5 Rening av länshållningsvatten

Enligt ett pilotförsök som AFRY gjort på uppdrag av Heidelberg Materials kommer den framtida reningsanläggningen att kunna rena nitratkväve till 45% och ammonium till 80% (Aaw 2023). Om reningsgraden inte är tillräcklig ska vattnet kunna renas en gång till för att uppnå önskad reningsgrad (Larsson et al. 2023).

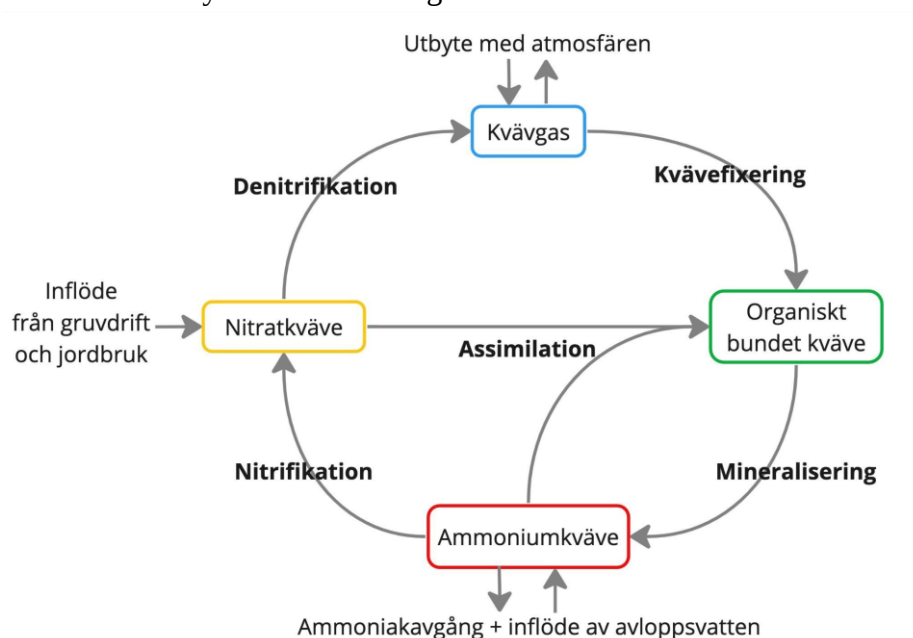
Ett spårämnesförsök som utförts av WSP har visat att grundvattenströmningarna från de utvalda infiltrationsbrunnarna till Natura 2000-områdena visat sig vara så liten att vattenkvaliteten hos det infiltrerade vattnet inte behöver anpassas till naturvärdena i områdena (Eng et al. 2023). Se även Figur 6 under avsnitt 2.2.3. Grundvattenströmningen är primärt mot den kommunala grundvattentäkten och reningen kommer att anpassas för dricksvattenkvalitet.

2.4 KVÄVE

2.4.1 Kvävecykeln

Kvävets kretslopp är komplext och kvävet förekommer i många olika former. Luften består till 78% kväve och den vanligaste formen är kvävgas (N_2) (SMHI 2017). Andra kväveformer i luften är ammoniak (NH_3), lustgas (N_2O) och kväveoxider (NO och NO_2 eller så kallade NO_x). I vatten är de vanligaste formerna nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), ammonium (NH_4^+) och organiskt bundet kväve (Lindeström 2012).

Växter tar upp ammonium och nitrat, detta kallas assimilation. Den form som tas upp lättast är ammonium, detta då växterna först måste omvandla nitraten till ammonium innan de kan använda det. En förutsättning för att kvävet ska tas upp av växterna är att det samtidigt finns tillgång till fosfor. Kvävecykeln kan ses i Figur 15.



Figur 15. Schematisk bild av kvävet kretslopp.

- **Kvävefixering:** vissa bakterier har en förmåga att binda kvävgas direkt från luften. Kvävet blir tillgängligt för andra organismer genom utsöndring av kväve från dessa bakterier, eller vid nedbrytning av dem.
- **Mineralisering:** Det organiskt bundna kvävet omvandlas till den oorganiska formen ammonium genom nedbrytning av dött organiskt material. Det finns en jämvikt mellan ammonium och ammoniak som är pH- och temperaturberoende. Vid högt pH och hög temperatur går jämvikten mot ammoniak och vid lågt pH och låg temperatur mot ammonium. En del av ammoniaken kan vara löst i vatten och en del avgår i gasfas.

- Nitrifikation: Ammonium oxideras via intermediären nitrit för att bli nitrat. Denna process är syrekrävande. Vid syrefattiga förhållanden kan nitrifikationen stagnera och en del av kvävet stannar i formen nitrit. I detta tillstånd kan även en del kväve avgå som lustgas. Halten nitrit ökar med ökande pH.
- Denitrifikation: Vid syrefattiga förhållanden kan bakterier som utvinner energi ur nitrat genom att omvandla det till avgående kvävgas och lustgas (Lindeström 2012).

2.4.2 Kväveutlakning från gruvindustri

De sprängämnen som är vanligast förekommande idag är kvävebaserade och innehåller lika delar ammonium och nitrat (Lindeström 2012). Vid fullständig detonation bildas koldioxid, vatten och kvävgas. Långt ifrån alla detonationer är ideala vilket gör att även kväveoxider bildas. En av dessa, NO_2 , är lösligt i vatten och läcker således ut i vattenförekomsterna. Hur mycket sprängmedel som behövs beror på bergets fukthalt och spricktäthet och hanteringen av sprängämnet ger upphov till ytterligare läckage. Sprängrester som blir kvar i berget löser sig i länshållningsvattnet och följer stenmassorna till vattendragen i närmiljön.

Den kvävefraktion som i övervägande del läcker ut är nitratkväve, följt av ammonium, och sedan nitrit. SveMin, branschföreningen inom gruv-, mineral- och metallproduktion i Sverige, har sammanställt ett flertal fallstudier om kväve i den svenska gruvdriften. Vid jämförelse av fem gruvor kunde det ses att nitratkväveläckaget låg på mellan 70-95% av det totala kväveläckaget. I en av gruvorna, Zinkgruvan, var ammoniumkväveläckaget 30%, vilket också är en betydande del. Mängden läckande kväve från dagbrottsgruvor är generellt lägre än i underjordsgruvor. Detta beror på att det uppstår mindre spill när man pumpar sprängämne vertikalt än horisontellt och att borrhålen generellt är grövre i underjordsgruvor än i dagbrott (ibid.).

Enligt en kunskapssammanställning som SWECO gjort 2016 över kvävehalter i berg visade det sig att spillet i stor utsträckning varierar så mycket att det inte kan relateras till varken hur mycket eller vilken typ av sprängämne som används (Håkansson 2016). Detta försvårar utförandet av massbalansstudier vilket även visas i SveMins rapport där så mycket som 50% av kvävet saknades vid Zinkgruvan för att beräkningen skulle gå ihop (Lindeström 2012). Det kväve som går förlorat kan hamna i luften som kvävgas och NO_x , i bortsprängda bergmassor, i sprickor i berget, i vattendrag och vattenmagasin (ibid.).

2.4.3 Kväveutlakning från jordbruk

Jordbruksmark innehåller höga halter näringsämnen som kväve och fosfor (Jordbruksverket 2022a). För att få sina grödor att växa snabbare och bättre har tillskott av näringsämnen till jordbruksmark visat sig vara effektivt (Hellsten 2017). Detta har inneburit att vi människor ökat kvävehalten i markerna explosionsartat. Utlakning av kväve från jordbruksmark sker genom naturliga processer och vid plöjning, harvning och sådd. Vid användning av gödsel ökar utlakningen ytterligare. När nederbörden når markytan och perkolerar genom markstrukturen, transporteras det lösta kvävet till vattendrag, diken samt ner i grundvattensystemet och slutligen

till havet. Läckaget från marken är en naturlig process, men användningen av marken för jordbruksändamål ökar läckaget (ibid.). Hur jordbruket bedrivs och gödslet hanteras påverkar läckaget, men även nederbördsintensitet och nederbördsmängd (Jordbruksverket 2022a). Åtgärder för att minska läckage från jordbruk innefattar att använda rätt lagringsmetod för sitt gödsel, att sprida gödslet med bästa möjliga teknik och anpassa fodret till sina djur (Hellsten 2017).

Konstgödsel eller mineralgödsel är oorganiska former av kväve som kan tas upp av växten direkt, men också urlakas lätt om man gödslar vid nederbörd. Organiska gödselmedel är organiskt bundet kväve vilket innebär att kvävet först måste mineraliseras för att bli växttillgängligt. Denna process inträffar inte omedelbart utan över tid och påverkas av vilka organiska komplex kvävet är bundet till samt hur lättnedbrytbara dessa komplex är (Jordbruksverket 2022b). För att minska utlakningen av kväve vid användning av organiska gödselmedel ska frigörandet av kvävet synkroniseras med växternas upptag (SLU 2023). Den kvävefraktion som urlakas till störst del är nitrat. Detta beror på att nitrat är en anjon som inte lika lätt binder till jordpartiklarnas negativa ytor som ammonium, som är en katjon (Granit 2019).

2.4.4 Kvävedeposition

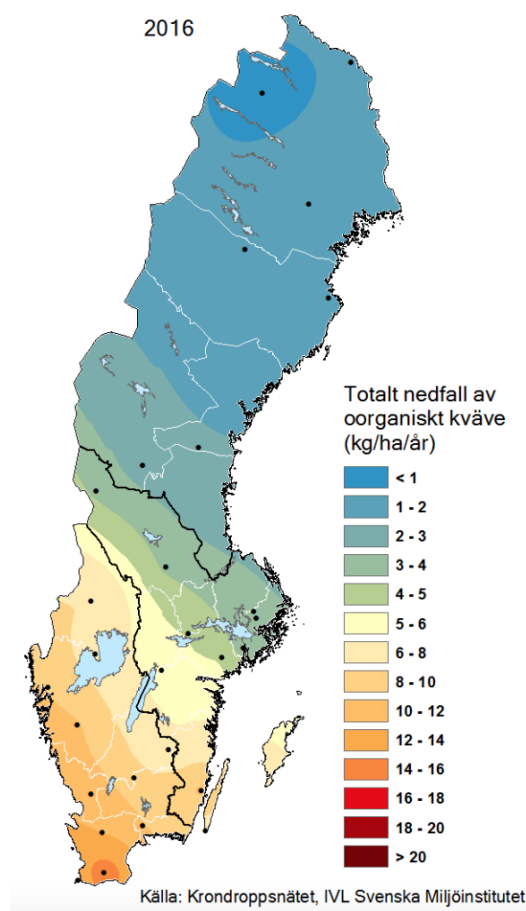
Depositionen av kväve transporteras i olika medier. Den största andelen av depositionen faller som våtdeposition, vilket innebär att ämnena är lösta i nederbörden (IVL u.å.). En annan del av depositionen är torrdeposition, vilket innebär att ämnet kommer som partiklar eller i gasfas som förs med vinden och fastnar på ytor och på marken. Torrdepositionen i Sverige utgör 25-50% av det totala kvävenedfallet (Karlsson 2018). Kvävedeposition bidrar till en ackumulering av kväve i skog och mark, vilket kan leda till försurning och övergödning.

De fraktionerna som deponeras består övervägande av oxiderat kväve (NO_x) från förbränning av fossila bränslen och reducerat kväve (NH_3) från jordbrukssektorn samt en mindre del organiskt bundet kväve (Karlsson 2018). Andelen oxiderat kväve är oftast större nära tätorter eller stora vägar medan andelen reducerat kväve är större på landsbygd (APIS u.å.). När kvävet nått marken fortsätter det i sin oxiderade form (nitratkväve) eller reducerade form (ammoniumkväve) (Naturvårdsverket 2022).

I Sverige är kvävedepositionen huvudsakligen av utländskt ursprung, år 2015 härstammade 91% av kväveoxiddepositionen och 67% av ammoniakdepositionen från utanför Sverige. Nedfallet av kväve över Sverige har minskat i alla delar av landet sedan 2001 vilket förklaras med att utsläppen av kväve från Europa har minskat under samma tidsperiod (Karlsson 2018).

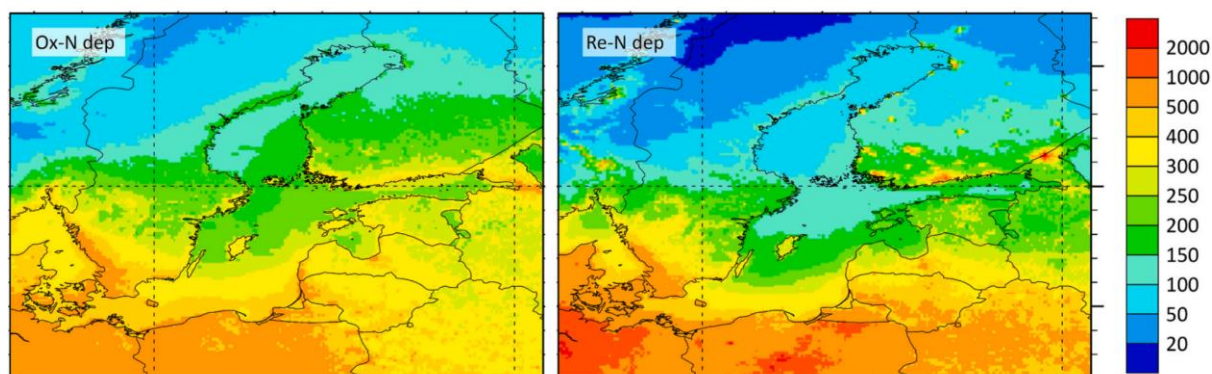
Det finns få mätningar av kvävedepositionen över Sverige. Detta beror på att det är komplext att mäta torrdepositionsbidraget till den totala depositionen (Karlsson 2018). Traditionellt mäts torrdeposition som skillnaden mellan våtdeposition och krondroppdeposition. Krondroppdeposition är den delen av depositionen som istället för att hamna på marken, faller i kronorna i träden. För att kunna bestämma torrdepositionen av kväve behöver natrium användas som indikatorämne då kvävet interagerar med växten. Koncentrationen av

natriumjoner som faller som torrdeposition kan relateras till koncentrationen av kväve som faller som torrdeposition. På så sätt kan den totala depositionen, torr- och våtdeposition bestämmas (ibid.). Detta har Krondroppsnetet kartlagt över Sverige genom interpolation, vilket kan ses i Figur 16.



Figur 16. Totalt nedfall av oorganiskt kväve i Sverige 2016. De svarta punkterna visar mätpunkter och interpolation har gjorts med krigingmetoden (Karlsson 2018).

I Krondroppsnetets undersökning gjordes inga mätningar på Gotland, därför har data över marin kvävedeposition över Östersjön tagits fram för jämförelse, se Figur 17 (Gauss 2021).



Figur 17. Deposition av oxiderat kväve (vänster) respektive reducerat kväve (höger) över Östersjön år 2017, siffror anges i enheten mg N/m²/år (Gauss 2021).

Den totala kvävedepositionen utanför Gotlands nordöstra kust är enligt Figur 17 = 3,5 - 4,5 kg/ha/år. Bidraget från oxiderat kväve är något högre (2 - 2,5 kg/ha/år) än det från reducerat kväve (1,5 - 2 kg/ha/år) (Gauss 2021). Detta överensstämmer någorlunda med Krondroppsnätets interpolering för totaldeposition som visade resultatet 5 - 6 kg/ha/år över norra Gotland.

2.4.5 Kväveretention

Kväveretention innefattar de olika sätt som kväve kan omvandlas och flyttas från ett system till ett annat. Det finns en rad sätt som detta kan ske på, nedan listas några kväveretentionsprocesser:

- Kväve kan avgå som ammoniakgas i samband med högt pH.
- Kväve kan avgå som kvävgas och lustgas vid närvaro av kvävefixerande bakterier, så kallad denitrifikation.
- Kväve kan biologiskt tas upp av växter, och på så sätt byggas in i växtmaterialet.
- Ammoniumjoner kan komplexbinda till mineralers negativa ytor och på så sätt byggas in i sandmagasin eller gråbergssupplag.

Denitrifikation och biologiskt upptag är större i södra än i norra Sverige och beror på att temperaturen är högre och växtsäsongen längre. Båda retentionsprocesserna är även begränsade till sommarhalvåret vilket gör att utsläppen av kväve till vattensystemen överlag är större på vintern (Lindeström 2012). Denitrifikationsprocessen går dessutom snabbare när marken är blötare (Hansen 2022).

Vilket sätt som har störst betydelse för kväveavgången beror på om förutsättningarna för alternativet är gynnsamma på den platsen. Hur mycket som avgår beror också på biologiska processhastigheter och hur vattendragen på platsen är utformade (Lindeström 2012). I en del gruvor släpps enbart vatten till recipient under vissa delar av året. När kvävehaltigt vatten släpps ut till recipient kommer detta spädas ut vilket sänker den totala halten kväve.

2.4.6 Sveriges miljömål och miljö kvalitetsnormer med avseende på kväve

I Sverige finns det miljö kvalitetsnormer som är bestämmelser för vattenkvalitet i ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) och grundvatten. Det är styrmedel som har som syfte att se till att Sveriges ytvatten når en god ekologisk och kemisk status samt att grundvattnet når en god kvantitativ och kemisk status (Sörngård 2024). Klassificeringen är en skala som går från hög/god, god/måttlig, måttlig/otillfredställande till otillfredställande/dålig. I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) finns föreskrifter gällande kväve. För nitratkväve finns det bedömningsgrunder i inlandsytvatten där det tillåtna årsmedelvärdet är satt till 2,2 mg/l och halten som inte får överskridas till 11 mg/l. För ammoniumkväve finns inga riktvärden men det finns för ammoniakkväve som kan beräknas utifrån halten ammoniumkväve, pH och

temperatur. För totalkväve görs bedömningen som en sammanvägning med andra näringsämnen. Dessa är vintermedelvärden för total-N, total-P, löst oorgansikt kväve, löst oorgansikt fosfor samt sommarmedelvärden för total-N, total-P. Alla dessa har olika bedömningskriterier som sammanvägs i en gemensam klass (ibid.).

Miljö kvalitetsnormerna som är styrmedel ska inte förväxlas med Sveriges 16 miljömål. Dessa beskriver tillståndet som miljö kvalitetsnormerna ska leda fram till (Sveriges miljömål 2020). Kväve är relevant i en rad av miljömålen, direkt eller indirekt. Bland annat målen Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag, Grundvatten av god kvalitet, Hav i balans samt levande kust och skärgård, Giftfri miljö, Myllrande våtmarker och Ett rikt växt- och djurliv.

3. TEORI

I detta avsnitt beskrivs beräkningar och programvaror som kommer att vara relevanta i metoddelen av rapporten.

3.1 MANN-KENDALL

Mann-Kendall är ett icke-parametriskt test för att beräkna ökande eller minskande trend över tid för insamlad data (Naturvårdsverket u.å.). Icke-parametriskt innebär att datan inte behöver vara normalfördelad. För att utföra ett Mann-Kendall-test behövs data från minst 10 provtagningstillfällen. Testet grundar sig på rangordning av observationerna, där det är betydelsefullt om ett resultat från ett provtagningstillfälle är högre eller lägre än det föregående resultatet. Antalet provtagningstillfällen som är högre eller lägre än det föregående noteras för varje ny provtagning. Antalet tidigare provtagningar som är högre och lägre summeras och differensen mellan summorna beräknas. Differensen används som testvariabel för testet, där nollhypotesen är att det inte finns någon trend i datamaterialet. Är differensen positiv indikerar det en uppåtgående trend medan om det är negativt indikerar det en nedåtgående trend (ibid.). Ett exempel kan ses i Tabell 1.

Tabell 1. Ett exempel på rangordningen i Mann-Kendall statistik.

Tidpunkt	Provtagning	Antal tidigare lägre observationer	Antal tidigare högre observationer
1	3		
2	5	1	0
3	4	1	1
4	1	0	3
5	7	4	0
6	3	1	3
7	8	6	0
8	5	4	2
9	2	1	7
10	9	9	0
		Summa s1: 27	Summa s2: 16

I exemplet blir differensen 11. Därefter beräknas variansen enligt (1):

$$varians = \frac{1}{18}(n(n-1)(2n+5) - \sum_t f_t(f_t-1)(2f_t+5)) \quad (1)$$

där n är antalet observationer som ingår i datasetet (Zaiontz 2024). Om det förekommer samma värde flera gånger i datasetet kallas detta lika rank. t varierar över alla värden med lika rank och f_t är antalet gånger som t förekommer. Därefter beräknas Mann-Kendall statistiken enligt (2):

$$\begin{aligned} z &= \frac{(s-1)}{\sqrt{varians}} \text{ för } s > 0 \\ z &= 0 \text{ för } s = 0 \\ z &= \frac{(s+1)}{\sqrt{varians}} \text{ för } s < 0 \end{aligned} \quad (2)$$

Där s är differensen mellan s_1 och s_2 (Zaiontz 2024). Slutligen beräknas p-värdet genom att jämföra det beräknade z -värdet med en standardnormalfördelningstabell. Om det beräknade p-värdet $< 0,05$ kan nollhypotesen förkastas och en trend i datamaterialet är statistiskt säkerställt.

Mann-Kendall test kan även utföras med en extra klassvariabel, exempelvis säsong (Naturvårdsverket u.å.). Vid säsongsbaserad Mann-Kendall beräknas hur många värden under samma säsong som är högre eller lägre än det observerade värdet. Därefter kan de enskilda testen läggas ihop till ett kombinerat test om trenden pekar åt samma håll. Vid beräkning av säsongsbaserad Mann Kendall finns det en risk att resultatet blir felaktigt i åtminstone en individuell säsong. Utför man däremot ett sammanvägt test av alla säsonger minskar risken för ett felaktigt resultat (ibid.).

3.2 WILCOXON RANK SUM-TEST

Wilcoxon rank sum-test eller Mann-Whitneys U-test är ett icke-parametrisk test för att påvisa om data från två oberoende provtagningspunkter är statistiskt lika eller olika varandra (Ford 2023). Nollhypotesen för testet är att dataseten från de olika punkterna är lika varandra. Detta test kan utföras i R med funktionen `wilcox.test()`, där input till funktionen är de två olika dataserier som ska jämföras. Om resultatet $p < 0,05$ betyder det att nollhypotesen kan förkastas och att det finns en statistisk säkerställd skillnad mellan dataserierna (ibid.).

3.3 PERSiST

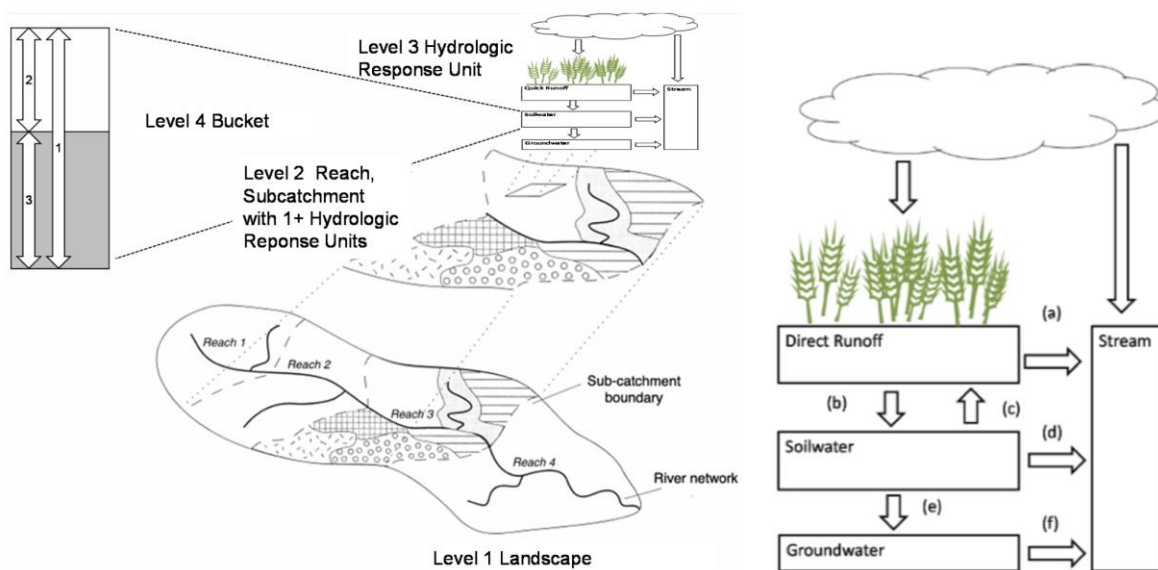
PERSiST är en programvara som är en del av INCA-familjen av modelleringsprogram. PERSiST står för Precipitation, Evapotranspiration and Runoff Simulator for Solute Transport och är en programvara som kan användas för att simulera avrinning och markfuktighet utifrån nederbörd- och temperaturdata (Futter et al. 2014). Hydrologiska modeller kan delas in i "lumped", semi-distribuerade och distribuerade modeller (Veetil et al. 2021). Denna modell är semi-distribuerad vilket innebär att området som ska modelleras diskretiseras till flera åtskilliga delar som ges ett antal egenskaper. Vid hydrologisk modellering diskretiseras det

avrinningsområde som ska modelleras till delavrinningsområden. Varje delavrinningsområde ges egna egenskaper och de flöden som simuleras i utloppet är ett resultat av medelvärden av alla egenskaper från alla delavrinningsområden (ibid.).

3.3.1 Indata och setup

PERSiST kan producera input-filerna som behövs för att kunna simulera ämnestransport i vattendrag i INCA-N (SMD och HER, beskrivs nedan) (Futter et al. 2014). PERSiST behöver tre filer för att kunna skapa en avrinningsmodell. Dessa filer är en parameterfil som kommer inifrån programvaran själv, en meteorologifil med nederbörd- och temperaturdata och en kalibreringsfil med uppmätta flöden i det vattendrag som ska simuleras. Med den meteorologidata som laddas in ska en tidsserie på dagsbasis medfölja. Kalibreringsfilen kan ha luckor i data, vara kortare än eller ha en annan tidsperiod än den meteorologiska indatan. PERSiST kan utifrån meteorologiska data fylla i luckor eller skapa prognossimuleringar (ibid.).

PERSiST-programvaran består av fyra så kallade rumsliga nivåer, se Figur 18 (Futter et al. 2014). I den första och största rumsliga nivån simulerar programvaran vattnets rörelser genom ett stort avrinningsområde. I nivå nummer två delas avrinningsområdet in i fler mindre delavrinningsområden. Detta gör att modellen är semi-distribuerad. PERSiST kan hantera hur många förgreningar av ett vattendrag som helst. Hur många delavrinningsområden som ska modelleras och hur de avrinner till varandra anges i parameterfilen. Varje delavrinningsområde tilldelas en eller flera så kallade hydrologiska responsenheter (HRU). Dessa HRUs representerar ett objekt med unika egenskaper som kan kopplas till geologiska förhållanden eller till markanvändning. I nivå tre behandlas HRUs. I nivå fyra och den sista rumsliga nivån beskrivs hur vattnet rör sig inom en HRU i markstrukturen via olika "buckets". En bucket kan förklaras som en hink som när den blir överfull rinner vatten vidare till andra delar av modellen (ibid.).



Figur 18. Till vänster en visuell representation av de olika rumsliga nivåerna i PERSiST. Till höger ett konceptuellt flödesschema för hur vatten strömmar i marken i programvaran, den tredje rumsliga nivån (Futter et al. 2014).

Vattnet som kommer som nederbörd fördelas antingen som direkt avrinning på marken eller som vatten till vattendraget. Därifrån distribueras vatten vidare antingen nedåt i markstrukturen eller horisontellt ut till vattendraget. Vatten rör sig således inte fram och tillbaka mellan olika HRUs (Futter et al. 2014).

Nedan följer en uppräknig av parametrar som anges vid simulering i PERSiST (Futter et al. 2014). För varje delavrinningsområde som angivits måste markanvändning specificeras i parameterfilen. Detta görs genom att ange hur många procent av delavrinningsområdet som är skog, jordbruksmark, våtmark, gräsbeklädd mark, tätort etc. Ytterligare parametrar som anges är: arean av samtliga delavrinningsområden, längden på huvudvattendraget och longitud och latitud för platsen. Dessutom kan tillskott och/eller borttag av vatten till/från vattendraget från exempelvis industri, jordbruk, infiltration etc. specificeras. Snösmältning sker i modellen när dygnsmedelstemperaturen överstiger en bestämd tröskeltemperatur, det finns en standardinställning, men den kan även anges. När nederbörd kommer och temperaturen är under denna tröskeltemperatur, förväntas nederbörden komma som snö (Futter et al. 2014). Även mannings tal kan anges. Mannings tal beskriver hur fritt vatten i ett vattendrag kan flöda, det vill säga om det finns mycket vegetation eller andra hinder som stoppar vattnets framfart. Mannings tal är lägre för öppna vattendrag och högre för vattendrag med mycket hinder (Ledesma & Futter 2020). Tillval finns att addera snö- eller regnmultiplikator som relaterar uppmätt snödjup/nederbörd till det simulerade snödjupet/nederbörden (Futter et al. 2014).

Modellen utför en rad beräkningar gällande flödes hastighet och evapotranspiration. Med alla ovan nämnda parametrar kan PERSiST beräkna flödet i en avrinningsmodell. Dessutom beräknar modellen inkommande solstrålning, markfuktighet och evapotranspiration (Futter et al. 2014).

De filer som behövs till INCA-N från PERSiST är SMD (soil moisture deficit) och HER (hydrologically effective rainfall). SMD är ett mått på markfuktighet och beräknas utifrån inkommande nederbörd, avgående evapotranspiration och markens vattenhållande förmåga (NIWA u.å.). HER betyder hydrologiskt effektiv nederbörd och är den del av nederbörden som bidrar till mer vatten i mark eller vattendrag. HER beräknas som skillnaden mellan den totala nederbörden och den faktiska evapotranspirationen (Insee u.å.). Förutom HER och SMD behöver även INCA-N temperatur- och nederbördsdata (Butterfield et al. u.å.).

3.3.2 Osäkerhetsparametrar

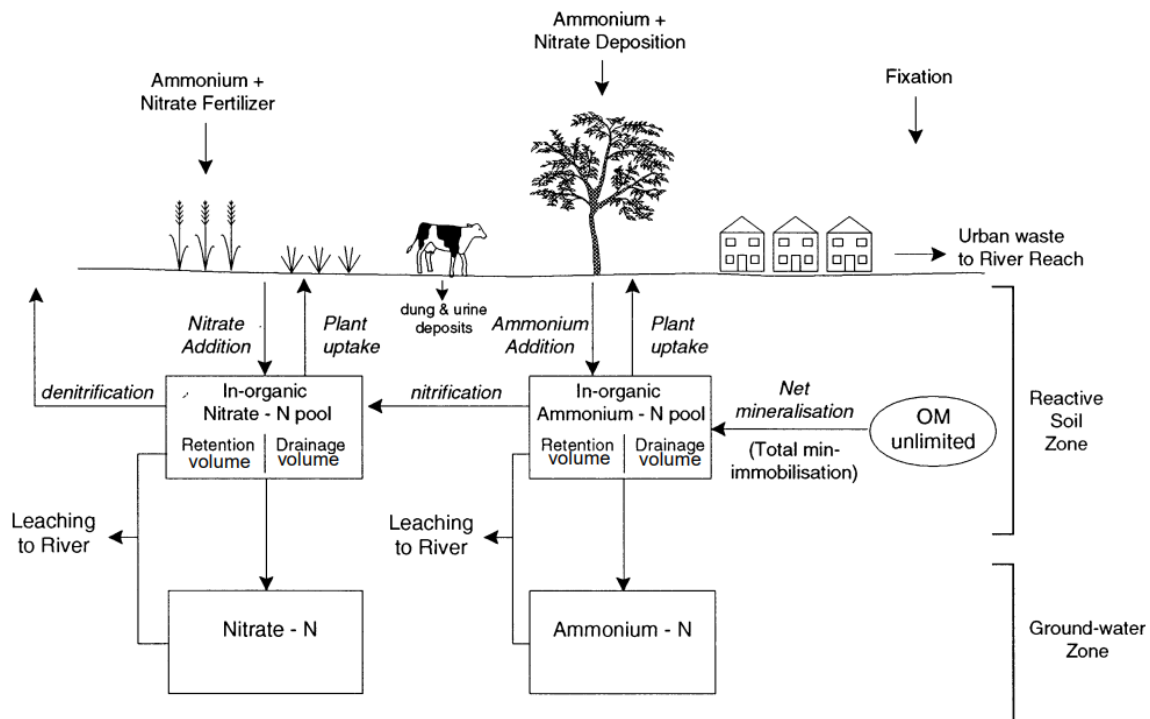
PERSiST genererar flera olika mått på hur väl modellen passar till den uppmätta datan. (Ledesma & Futter 2020). Den övergripande kalibreringsstrategin är att parametervärden justeras och modellen körs igen för att jämföra om några förbättringar av de olika osäkerhetsparametrarna skett. De osäkerhetsparametrarna som PERSiST använder sig av är:

- R^2 , Pearsons korrelationskoefficient, beskriver hur väl en modellkörning återger tidsvariation av en observerad tidsserie. Skalan går mellan 0 - 1 där 0 motsvarar dålig korrelation och 1 perfekt korrelation. Eftersom denna parameter inte ger någon information om flöde utan endast om tid bör denna inte användas som riktvärde för att bedöma modellens prestanda.

- N-S, Nash-Sutcliffe-statistik, beskriver hur väl en modellkörning återger både tidsvariation men också flödesmedelnivån av en observerad tidsserie. Här går skalan mellan negativ oändlighet till 1. Ett negativt tal indikerar att modellen är en dålig representation av de observerade värdena. 0 betyder att modellen enbart passar medelvärdena av den observerade tidsserien. 1 indikerar en perfekt korrelation. N-S är en indikator som kan bedöma prestandan av modellen eftersom att den bedömer hur väl modellen reproducerar flödestoppar.
- RMSE, root mean square error, är ett mått på skillnaden mellan den modellerade och observerade tidsserien. Ett lägre RSME indikerar en bättre modellanpassning.
- RE, relative error, är det relativa felet mellan simulation och observation. Ju närmare noll denna parameter är, desto bättre modellanpassning. Ett negativt värde indikerar att modellen överpredikterar avrinningen medan ett positivt värde indikerar att modellen underpredikterar avrinningen (ibid.).

3.4 INCA-N

INCA-N står för Integrated Nutrients from Catchments - Nitrogen och är en programvara som är en del av INCA-familjen av modeller (Rankinen et al. 2013). INCA-N kan simulera kvävedynamik i olika markförhållanden vilket gör att även denna modell är semi-distribuerad (Butterfield et al. u.å.). Modellen används för att simulera dagliga flöden och koncentrationer av nitrat-N och ammonium-N i diskretiserade punkter längs med ett vattendrag. Den simulerar alla de delar som ingår i kvävecykeln; kvävefixering, mineralisering, nitrifikation, denitrifikation och immobilisering, se Figur 19. Dessutom tas kväveutlakning samt kvävetillskott från deposition och gödsel hänsyn till i modellen. Alla dessa varierar beroende på vilken typ av markanvändning som angivits i de olika delavrinningsområdena (Rankinen et al. 2013).



Figur 19. Kvävestrukturen i INCA-N. (Wade et al. 2002)

3.4.1 Indata och setup

De filer som behövs för att INCA-N ska fungera är parameterfilen (.par), strukturfilen (.ssf) och inputfilen från PERSiST (.dat). Dessutom kan kemidata läggas till i en datafil för kalibrering (.obs). Det finns möjligheter att lägga in tidsserier för gödsling, deposition, avloppstillskott eller -avdrag (.ets) (Butterfield et al. u.å.). Parameterfilen kommer inifrån programvaran själv och här bestäms antal marktyper, initiala förhållanden för markanvändning och flöden, tidsinformation och antal delavrinningsområden. Utformningen av parameterfilen är enklast att göra genom att använda en gammal parameterfil och byta ut information mot den information som användaren vill använda sig av. Exempel av utformningen av samtliga input-filer till INCA-N kan ses i manualen för programmet. I strukturfilen anges hur de olika delavrinningsområdena avrinner till varandra. Inputfilen från PERSiST innehåller SMD, HER, temperatur och nederbörd och ska innehålla dessa parametrar i den ordningen. Filen med uppmätta kemidata innehåller halter av nitrat- och ammoniumkväve vid olika tillfällen som modellen kan kalibreras mot. För att de uppmätta data ska kunna läsas av INCA-N behöver dessa komma som block (ibid.).

Strukturen som bygger upp vattendraget i INCA-N måste anpassas för varje nytt vattendrag som modelleras. Huvudvattendraget och alla förgreningar som ansluter till det måste identifieras och anges som enskilda delar. INCA-N behandlar hela vattendraget som en serie av mindre vattenhållande enheter, där alla enheter antas vara helt homogena. Denna typ av koncept för vattenmodellering kallas för CSTR - continuously-stirred tank reactors. För varje förgrening av vattendraget anges hur långt vattendraget är och sedan tas parametrarna a och b från flödes hastighet/flödesförhållandet (3) hänsyn till. Formeln för beräkning av flödes hastighet är:

$$v = aQ^b \quad (3)$$

där v är flödes hastigheten och a och b är parametrar som kalibrerar flödet Q. Ett större a och b ökar hastigheten och minskar omsättningstiden i delvattendraget. Den rekommenderade räckvidden för a är $a = 0,001-0,2$ och för b $b = 0,3-0,99$. Ofta sätts b till 0,67 (Butterfield et al. u.å.). Varje förgrening av vattendraget har ett delavrinningsområde kopplat till det med unika egenskaper. För delavrinningsområdena anges area och "base flow index" som finns till för att särskilja grundvatten i jord och grundvatten i berg. Dessutom ska markanvändning anges som procent av varje marktyp. Detta möjliggör simulation av olika typer av kvävedynamik beroende av markförhållandena.

INCA-N använder sig av massbalans för att simulera vatten- och kväveflöden. Därför behövs både hydrologiska och kemiska data som indata. Modellen försöker kvantifiera effekterna av både diffusa källor och punktkällor av kväve. Användaren kan lägga till punktkällor i form av exempelvis ett enskilt avlopp. Flödesdata till modellen ska vara på daglig basis men kemidatan kan vara diskreta provtagningstillfällen då modellen kan prognostisera halter mellan uppmätta halter. Om området som ska modelleras har mycket jordbruksmarker behöver användaren även ange hur ofta spridning av gödsel sker, hur ofta det skördas och vilken typ av gröda som

används. Eftersom olika växter har olika upptag av kväve och att det också varierar över året kan upptaget anges i INCA-N för varje specifik marktyp. INCA-N har hastigheter för kväveupptag för 30 olika grödor och sex olika marktyper. Inom dessa sex marktyper finns även en variation beroende på vegetationszon och ekosystem. Förutom att det finns hastigheter för kväveupptaget så finns det även hastigheter för denitrifikation, mineralisering, nitrifikation och läckage av oorganiskt kväve beroende av vegetationstyp eller ekosystem. Kväveprocessernas hastigheter kommer i sin tur att ändra hur mycket kväve som finns i mark- och ytvatten. Kvävedeposition anges i modellen som andel våt- och torrdeposition samt hur stor andel som kommer som nitrat-N eller ammonium-N (Butterfield et al. u.å.).

3.4.2 Kalibrering

Då INCA-N använder sig av vattenvolymer när den beräknar kvävehalter är det viktigt att den hydrologiska datan som används som input är kalibrerad och klar innan kväveparametrarna kalibreras (Butterfield et al. u.å.). På samma sätt som i PERSiST så ändras parametrarna i INCA-N så att det modellerade flödet matchar det uppmätta flödet genom en iterativ process. Detta kan bland annat justeras med parametrarna a och b i formel (3). Kalibrering av kvävehalternas fluktuationer sker mot de uppmätta halterna. Ytterligare parametrar som kan ändras för att uppnå kalibrering är längd på växtsäsongen, hastigheter på kväveprocesser samt initiala kvävehalter och flöden (Butterfield et al. u.å.). För samtliga modellparametrar finns rekommenderade intervaller för olika marktyper, se Bilaga D för detaljer.

4. METODER

Metoderna beskrivet i detta avsnitt är valda utifrån syftet att kvantifiera kvävehalterna på och runt File hajdar och undersöka hur dessa kommer att förändras vid återföring av länshållningsvatten till grund- och ytvatten.

4.1 LITTERATURSTUDIE

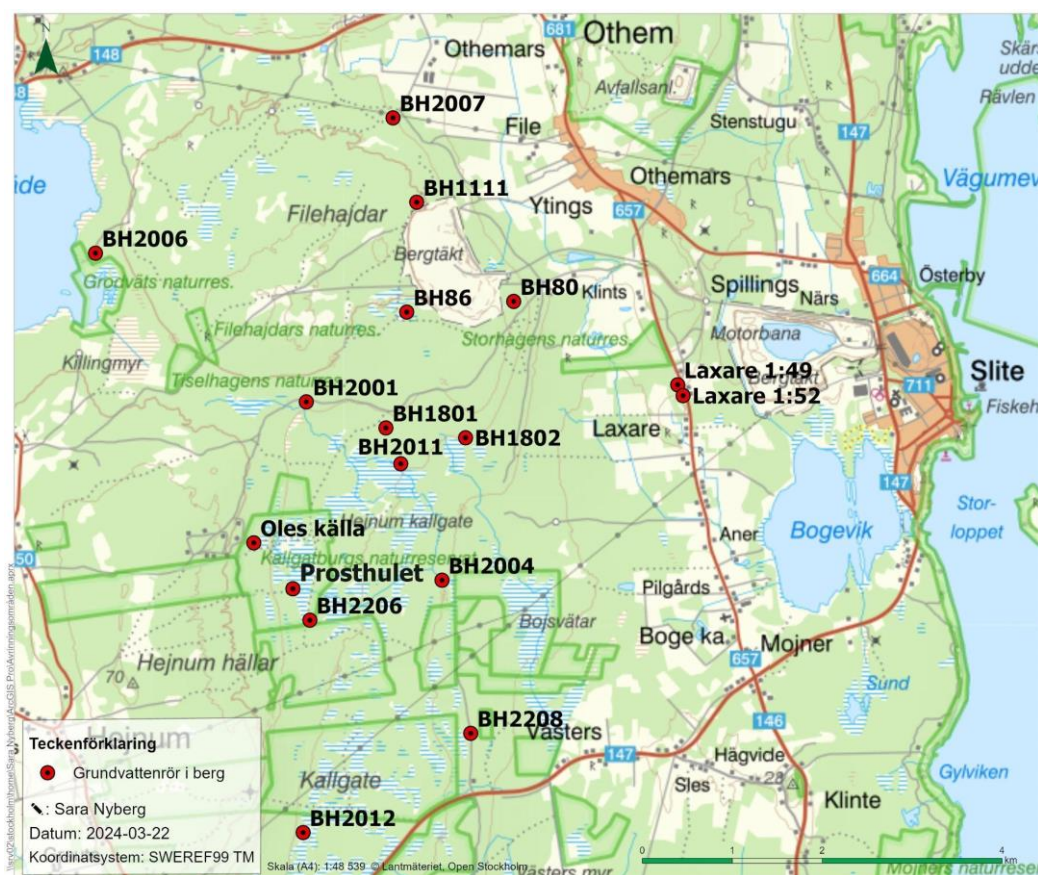
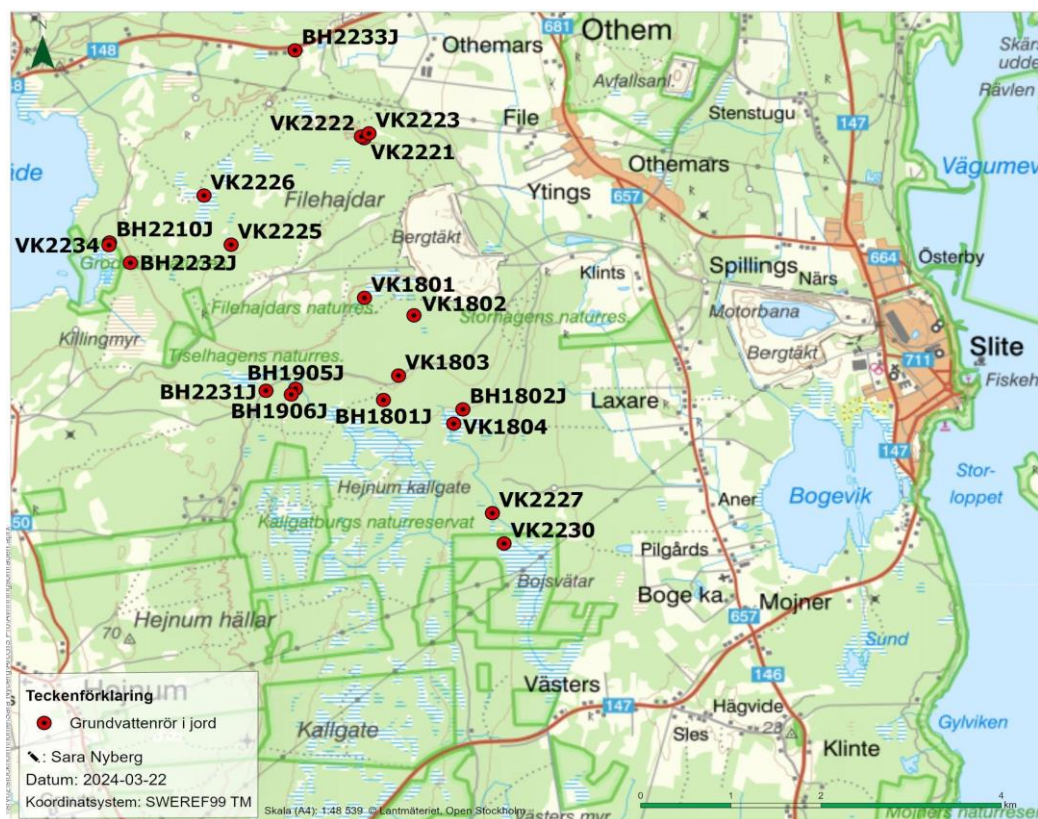
Informationen och källorna till denna studie har i första hand kommit från litteratur och rapporter som tillhandahållits från Bergab. Dessa rapporter har varit konsultuppdrag utförda av Bergab, WSP Sverige AB, Calluna AB, SWECO Sverige AB och AFRY på uppdrag av Heidelberg Materials som del av tillståndprocessen. Från dessa rapporter har även referenslistan använts för att vidare hitta relevant information. Dessutom har muntlig information erhållits från Johan Larsson på Bergab som är konsult åt Heidelberg Materials och insatt i platsen.

Relevant litteratur har sökts i vanliga sökmotorer och sökmotorer för vetenskapliga artiklar och skrifter. Sökord som använts har varit Natura 2000, gruvdrift, kväve, kväve + gruvdrift, utlakning, deposition, retention, m.fl. Alla ovan listade ord har även sökts på på engelska.

Information och data har även hämtats från myndigheter och organisationer såsom SveMin, Länsstyrelsen Gotlands län, Naturvårdsverket, Krondroppsnätet IVL Svenska Miljöinstitutet, Jordbruksverket, Havs- och vattenmyndigheten och UK Air Pollution Information System (APIS).

Data från Heidelbergs Materials vattenkontrollprogram har inhämtats från Eurofins databas. Eurofins är ett laboratorieföretag som erbjuder analyser inom kemi och mikrobiologi. Data inhämtades även från Heidelberg Materials egna datahanteringssystem Cargus. Alla kemiska analyser för kväve som gjorts i vattendrag i området från att provtagningarna startade till och med årsskiftet 2023/2024 har exporterats och sammanställts i egna excel-filer. En indelning av datan gjordes efter typ av vatten. Dessa indelningar var ytvatten (här ingår även havsvatten), grundvatten i berg, grundvatten i jord och länshållningsvatten. Samtliga provtagningsplatser för ytvatten visas i Figur 20, provtagningsplatserna för ytvatten i jord visas i Figur 21 och provtagningsplatserna för grundvatten i berg visas i Figur 22.





Många av de resultat som hämtades från Eurofins databas var under rapporteringssgränsen från Eurofins vilket innebar att den verkliga halten inte kunde bestämmas med säkerhet. Därför behövde datan bearbetas ytterligare för att kunna användas i vidare beräkningar. Alla resultat från laboratorieanalyser som var under rapporteringssgränsen har behandlats på samma sätt: halva rapporteringssgränsen ansattes som värde för de laborationsresultat som underskred den.

4.2.1 Beräkningar

Övergripande statistik har tagits fram såsom medelvärde, maxvärde och minvärde för samtliga provpunkter och hela perioden då provtagningar gjorts. Detta sammanställdes i en bilaga tillsammans resultatet av trendtestet Mann-Kendall. Denna bilaga tillgavs namnet Bilaga A. I denna bilaga kan även ses vilka år som provtagningar gjorts och hur många provtagningar som gjorts vid varje provpunkt. Avsikten med Bilaga A var att påvisa vart det funnits högst och lägst halter av ammonium-N, nitrat-N och total-N från alla provtagningspunkter och alla provtagningsstillfällen. Trendtestet skulle visa om det fanns en positiv eller negativ trend över tid för samma ämnen. Mann-Kendall beräknades via en Excel makro som byggdes av Anders Grimvall vid SLU 1998. Denna makro utökades och modifierades av Jens Fölster och Jan Seibert vid SLU 2003. Dessutom skapades låddiagram av samtliga provpunkters totalkvävehalter med hjälp av funktionen boxplot i R.

Då provtagningsstillfällena varit ojämna och alla provpunkter inte provtagits under en lika lång tid skapades även Bilaga B för att kunna göra bättre jämförelser. I denna bilaga delades provtagningarna in beroende om de var tagna på vinter- eller sommarhalvåret. Sedan beräknades medel- och maxvärden för samtliga provpunkter för sommar och vinter år 2022-2023. Ett nytt vattenkontrollprogram startades av Heidelberg Materials 2022 vilket innebar att det från dessa år finns fullständig data för de flesta provpunkter, vilket gör att medelvärden för dessa år bli jämförbara. Säsongindelningen gjordes efter det hydrologiska året och vinter representerades av månaderna oktober-mars och sommar av månaderna april-september. Avsikten med denna bilaga var att visa skillnader mellan sommar och vinter för samtliga provpunkter men också som underlag för kartor som avsågs skapas i ett senare skede.

För att säkerställa om det fanns en statistisk signifikant skillnad i halter mellan sommar och vinter användes Wilcoxon rank sum test där sommar- och vinterhalterna jämfördes. Detta sammanställdes i Bilaga C. Wilcoxon rank sum test beräknades med funktionen `wilcox.test()` i R.

Vattenkvaliteten i länshållningsvatten har beräknats som medelvärde för 2022-2023 eftersom att detta ansågs vara den mest representativa halten som kan tas fram på vattenkvaliteten för framtida infiltrationsvatten. Resonemang kring detta utvecklas under avsnitt 6.1.3 i diskussion. Eftersom pilotförsöket från AFRY har visat att reningen kan reducera nitrathalten med 45% och ammoniumhalten till 80% användes dessa reningsgrader vid beräkning av länshållningsvattnets kvalitet (Aaw 2023). Halterna för nitrat-N och ammonium-N beräknades efter en eventuell framtida rening.

En jämförelse av depositionsbidraget av kväve från litteraturen och de uppmätta halterna i två vattendrag har gjorts. Detta gjordes för att se om halterna överensstämmer och för att se hur stort depositionsbidraget är jämfört med de uppmätta halterna. Ett medelvärde över den totala depositionen beräknades utifrån de högsta och den lägsta halten från litteraturen. För de uppmätta halterna multiplicerades medelhalten total-N med snittflödet i vattendraget per år för att sedan divideras med storleken på avrinningsområdet, enligt formel (4). Detta gjordes för att uppnå jämförbara enheter.

$$\frac{\text{Uppmätt medelhalt totalkväve} \times \text{medelflödet}}{\text{storleken på avrinningsområdet}} = [\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}] \quad (4)$$

4.2.2 Kartor

Kartor har producerats i ARCGIS Pro för samtliga provpunkter där analysdata samlats in ifrån. Koordinater för provpunkterna tillhandahölls från Heidelberg Materials. Kartorna visar alla provpunkter i ytvatten, grundvatten i jord och grundvatten i berg. Kartunderlaget hämtades från Lantmäteriet. Kartor skapades för jämförelse av halter av ammonium-N, nitrat-N och total-N för sommar- och vintermånaderna 2022-2023 för samtliga provpunkter. Datan som laddades in i ARCGIS Pro var medelvärden för sommar och vinter för samtliga provpunkter från Bilaga B. De olika koncentrationerna visualiserades med olika storlekar på punkterna på kartan. Denna funktion heter graduated symbols i ARCGIS Pro. Eftersom flera kartor skapades där alla skulle vara jämförbara, var storleken på punkterna inställda manuellt för att matcha punktstorlek med halt i alla kartor. Olika färger fick representera olika typer av vatten där ljusblå var ytvattenpunkter, mörkblå var grundvatten i jord och grå grundvatten i berg.

4.3 MODELLERING

En ytvattenmodell skapades av Vikeåns avrinningsområde eftersom det är inom detta avrinningsområde som de berörda Natura 2000-områdena ligger. Det som simulerades är ytvattenavrinning samt transporten av nitrat- och ammoniumkväve längs med Vikeån. De scenarion som simulerades var först ett utgångsläge över hur kvävet transporteras i Vikeån i nuläget. Sedan skapades ett framtida scenario med infiltration av länshållningsvatten där två delscenarion skapades:

1. Infiltration utan rening av länshållningsvatten
2. Infiltration med rening av länshållningsvatten

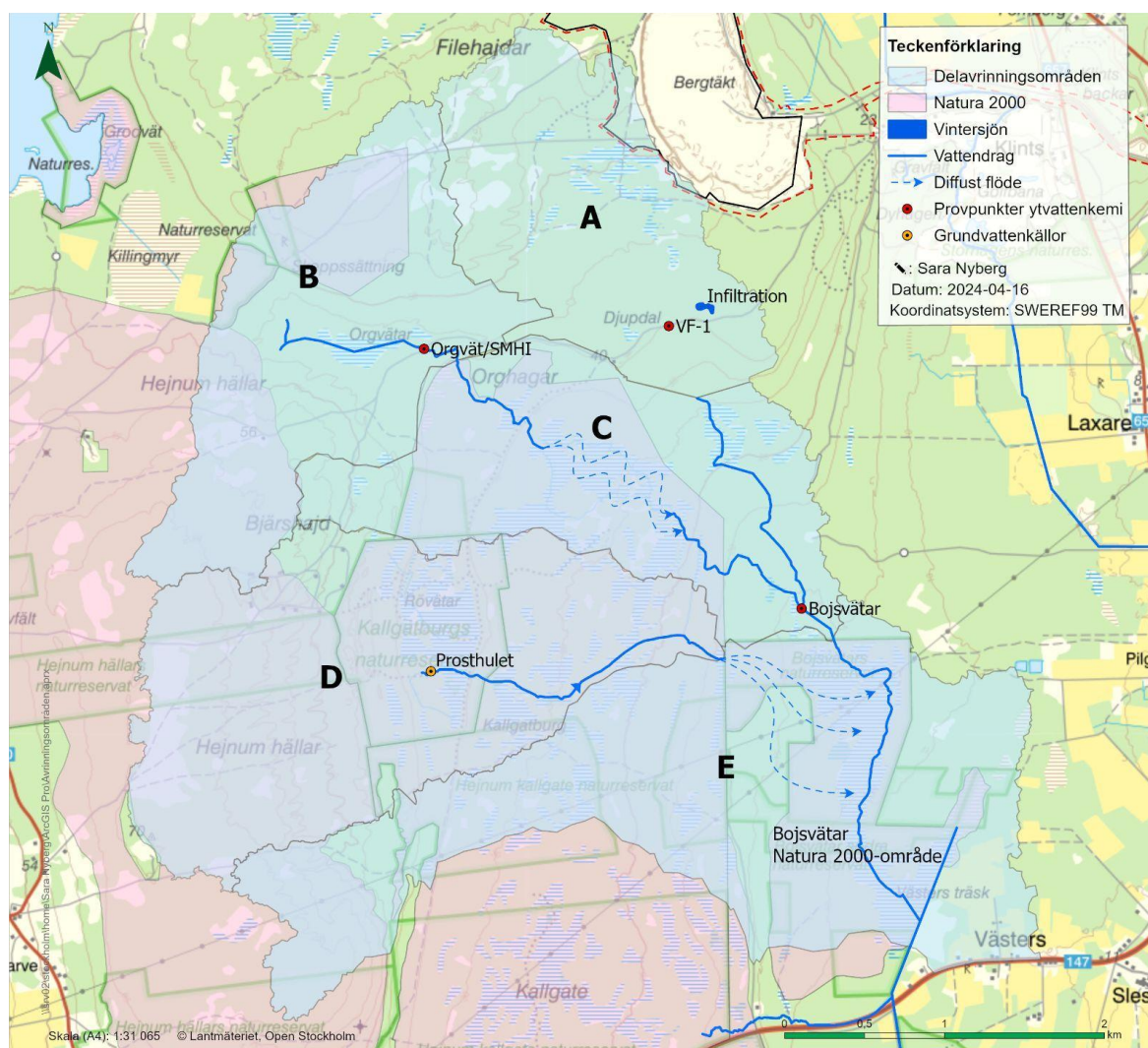
I de två delscenarierna var det olika halter av nitrat-N och ammonium-N i infiltrationsvattnet. Detta var för att kunna se hur stora kvävehalter som kommer att nå Natura 2000-området Bojsvätar vid olika reningsgrad av länshållningsvattnet.

Programvarorna som användes var PERSiST och INCA-N, se teoriavsnitt 3.3 och 3.4. För att kunna modellera i dessa behövdes meteorologiska och hydrologiska data. Dessa data har hämtats från SMHI från de stationer som ligger närmast Vikeåns avrinningsområde för perioden 2010-01-01 fram till 2023-12-31. Temperaturdata har hämtats från station Fårösund Ar och nederbördsdata har hämtats från station Hejnum. Vattenföringsdata hämtades från

station Orgvät. Eftersom temperaturdata från SMHIs stationer är på timbasis räknades dessa om till ett dygnsmedelvärde. Övriga data var på dagsbasis.

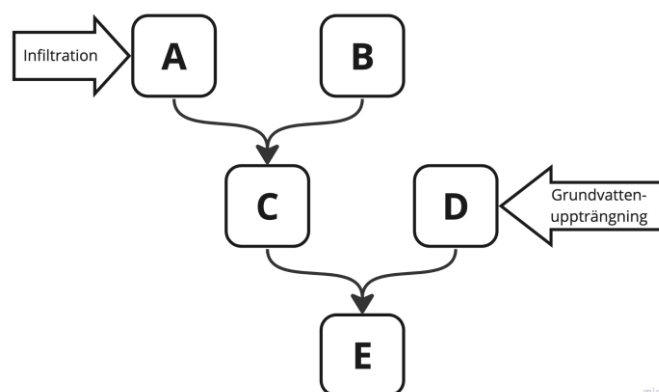
4.3.1 Struktur och indata

Vikeåns avrinningsområde har delats in i delavrinningsområden, se Figur 23. Avrinningsområdet delades in i fem delar, A, B, C, D och E. Det Natura 2000-område som Vikeån tillrinner till heter Bojsvätar och är beläget i delavrinningsområde E, därför är det i detta Natura 2000-område som kvävehalterna kommer att undersökas. Infiltrationen kommer på grund av Vikeåns vattenväg inte kunna påverka något annat Natura 2000-område än Bojsvätar. Gränsen mellan C och E är inlopp till Bojsvätar och utloppet är där delavrinningsområde E tar slut. En del av Vikeåns avrinningsområde, den del längst ner i söder som strömmar ut från Bojsvätar och under väg 147 är exkluderad ur modellen. För att svara på hur mycket kväve som når Natura 2000 blir endast inflöde och utflöde ur Bojsvätar intressant, inte området nedanför Bojsvätar.



Figur 23. Delavrinningsområden i Vikeåns avrinningsområde, Natura 2000-områden, provpunkter för vattenkemi och plats för infiltration. Kartunderlag: Lantmäteriet.

En enklare struktur över modellen och vilka delavrinningsområden som avrinner till varandra kan ses i Figur 24.



Figur 24. En enklare struktur över delavrinningsområdena A-E samt input av vatten från infiltration och grundvattenuppträngning.

Som indata till INCA-N behövdes areor och markanvändning i delavrinningsområdena samt längder på förgreningen av vattendragen. Areorna för delavrinningsområdena och längderna på vattendragen beräknades genom att mäta dem i ARCGIS Pro. Markanvändningen i de olika delavrinningsområdena uppskattades utifrån flygfoton från kartverktyget Min Karta från Lantmäteriet, bilder och fältundersökningar. Fältundersökningarna har pågått under andra arbeten på File hajdar mellan år 2020-2023. Area, längd, och markanvändning visas i Tabell 2. Latitud och longitud i modellen sattes till 57,7 och 18,7 respektive.

Tabell 2. Beräknade areor, delsträckor och markanvändning för de olika delavrinningsområdena. *Delsträckan i A är i verkligheten 0 eftersom det enbart finns diffusa flöden inom det delavrinningsområdet. INCA-N behöver en sträcka och därför valdes 0,5 km som är den ungefärliga sträckan fågelvägen från infiltrationsplatsen till delavrinningsområde C.

Delavrinningsområde	A	B	C	D	E
Area [km ²]	2,87	3,46	3,55	5,03	6,09
Längd vattendrag [km]	0,5*	1,43	4,35	2,10	3,18
Markanvändning	40% skog 40 % alvarmark 20 % våtmark	30% skog 50 % alvarmark 20 % våtmark	50% skog 10% alvarmark 40 % våtmark	30% skog 40% alvarmark 30% våtmark	50% skog 15% alvarmark 30% våtmark 5% jordbruksmark

Det finns tre provpunkter för vattenkemi som ligger inom Vikeåns avrinningsområde; VF-1, Orgvät (SMHI:s station) och Bojsvätar. Från dessa provpunkter användes de kemiska analyserna för nitratkväve och ammoniumkväve som indata till modellen. Dessutom ligger grundvattenkällan Prosthulet i Vikeåns avrinningsområde, här strömmar grundvatten upp underifrån och bidrar till avrinning. Bergab har gjort manuella mätningar av flödet vid Prosthulet med flygelmätning och saltutspädning (Larsson et al. 2023). Flödet mättes en gång i månaden under 2023, om mätningen i januari visade 0,12 m³/s så antogs det gälla för hela månaden och varje år. Resultatet av Bergabs mätning var både flödet av grundvattenuppträngningen plus avrinningen uppströms mätpunkten. För att kunna lägga till

endast flödet från grundvattenuppsträngningen behövde avrinningen uppströms Prosthulet uppskattas och subtraheras. Areal uppströms Prosthulet beräknades i ARCGIS Pro och flödet areaviktades gentemot flödet uppströms SMHI:s station Orgvät. Denna metod har Bergab tidigare använt för att verifiera sina flödesmätningar och resultatet har visat sig stämma överens tillräckligt bra (Larsson et al. 2023). Månadsmedelvärden av det areaviktade avrinningsflödet beräknades och subtraherades från flödena som Bergab mätt, se Tabell 3 för resulterande flöden som indata till modellen.

Tabell 3. Flöden från grundvattenkällan Prosthulet som indata till modellen.

Månad	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dec
Flöde [m/s³]	0,104	0,093	0,025	0	0	0	0	0,019	0	0,022	0,015	0,022

Kvävehalterna från Prosthulet antogs vara samma för hela modelleringstiden, nitrat-N = 1,62 mg/l och ammonium-N = 0,011 mg/l vilket var medelhalterna från analyserna, se Bilaga A. Hur stor andel av den totala depositionen som kommer som våt- och torrdeposition samt som ammonium-N eller nitrat-N beräknades. Den lägsta halten deposition över norra Gotland var från litteraturen var 3,5 kg/ha/år (Gauss 2021) och den högsta halten var 6 kg/ha/år (Karlsson 2018). Den totala depositionen antogs vara medelvärdet 4,75 kg/ha/år. Torrdepositionen över Sverige utgör ca 25-50% av det totala nedfallet (Karlsson 2018). Medelvärdet 37,5% användes för beräkning. Andelen oxiderat kväve är något mer än andelen reducerat kväve (55-57%) (Gauss 2021), 56% användes för beräkning. Dessa depositionsbidrag användes i modellen och visas i Tabell 4.

Tabell 4. Depositionsbidrag till modellering i INCA-N.

Deposition	[kg/ha/år]
Nitrat torr	1,0
Ammonium torr	0,78
Nitrat våt	1,66
Ammonium våt	1,31
Totalt	4,75

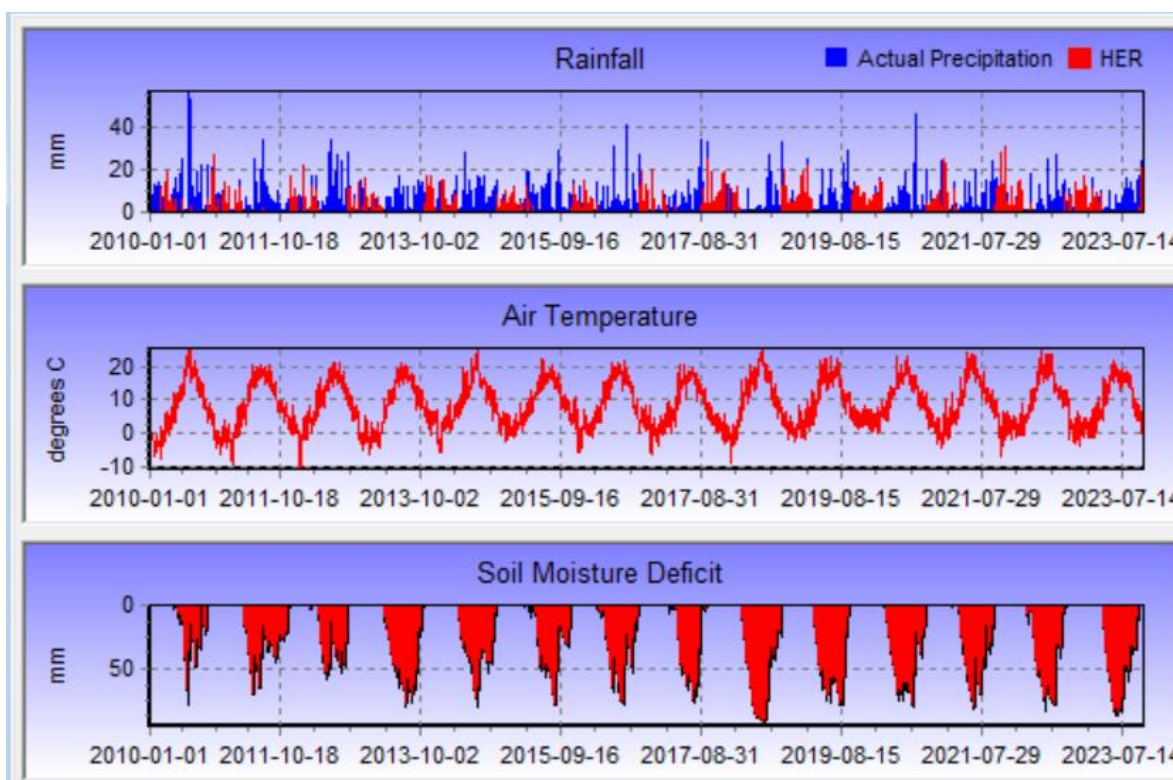
4.3.2 Modell utan infiltration

I PERSiST skapades tre filer som laddades in till programmet, parameterfilen (.par), meteorologifilen (.dat) och observerade flöden-filen (.obs). Parameterfilen utgick ifrån en gammal fil inifrån programvaran själv där antal delavrinningsområden ändrades för att stämma med detta avrinningsområde. Dessutom bestämdes initiala förhållanden för hur vattnet som kommer som nederbörd rör sig i marken, se Figur 25.

	DirectRunoff	UpperSoilwater	LowerSoilwater	Groundwater
DirectRunoff	0	1	0	0
UpperSoilwater	0	0,5	0,5	0
LowerSoilwater	0	0	0,5	0,5
Groundwater	0	0	0	1

Figur 25. Skärmbild från PERSiST som visar hur stor andel vatten som distribueras från en marknivå till en annan. En etta indikerar att allt vatten som kommer från lagret ovan hamnar där.

Meterologifilen innehöll en tidsserie från 2010-01-01 till 2023-12-31 med dagliga temperatur- och nederbördsdata i enheterna °C och mm. Utifrån dessa kunde en avrinningsmodell av delavrinningsområde B skapas i PERSiST. Filen med de uppmätta flödena innehöll samma tidsserie (2010-01-01-2023-12-31) och uppmätta flöden i SMHI:s station Orgvät i enheten m³/s. PERSiST skapar input-filer som behövs till näringsämnestransportmodellen INCA-N, vilka visas i Figur 26.



Figur 26. Input till INCA-N från PERSiST. Temperatur, nederbörd, SMD och HER.

Eftersom nederbörden, temperaturen, markfuktigheten (SMD) och det hydrologiskt effektiva nederbörden (HER) är relativt lika i delavrinningsområde B och de övriga delavrinningsområdena så behövdes endast denna output-fil vidare till INCA-N.

I INCA-N laddades en .dat-fil in innehållandes indata från Figur 26. En parameter-fil med beskrivningar om antal marktyper, initiala förhållanden för markanvändningen och flödet, tidsserie samt antal delavrinningsområden skapades. Denna skapades utifrån en gammal

parameterfil där markanvändning och tid byttes ut. Dessutom skapades en struktur-fil som talade om för programmet vilka delavrinningsområden som avrinner till varandra. En .obs-fil skapades med uppmätta kemidata från Bojsvätar, Orgvät och VF-1 och kalibrerades mot.

Med dessa indata till INCA-N kunde en modell över avrinningen, nitrat- och ammoniumhalter i respektive delavrinningsområde för perioden 2010-2023 skapas.

4.3.3 Modell med infiltration

Om den nya täktansökan går igenom kommer den utökade täktverksamheten att börja år 2027. Infiltrationsåtgärden påbörjas senast tre år från det att det tillståndet tagits i anspråk och genomförs årligen till och med åtta år från det att brytningen i File hajdar-täkten har avslutats. Eftersom den ansökta perioden för täktverksamhet är 30 år blir infiltrationsåtgärden aktuell i cirka 34 år (Larsson et al. 2023).

För att skapa en modell över hur infiltrationen kommer att påverka området i framtiden behövdes framtidsscenario för nederbörd och temperatur. SMHI har en fördjupad klimatscenariotjänst där olika utsläppsscenario redovisas från deras forskning om framtida klimat (SMHI 2024). Nederbörd och temperatur över Gotland för klimatscenario RCP4,5 hämtades för perioden 2041-2070. I datan från SMHI redovisades temperaturen som medelabsolutvärden på årstidsbasis och nederbörden som procentuell ökning/minskning för respektive årstid. Medeltemperatur och -nederbörd för kalibreringsperioden, den modellerade perioden 2010-2023, beräknades och skillnaden mellan denna och den framtida klimatperioden räknades ut. En ny tidsserie skapades från år 2041-2054 där temperaturen bestämdes som kalibreringsserien med addition av skillnaden mellan kalibreringsserien och den framtida klimatserien. Nederbörden bestämdes till kalibreringsserien gånger en faktor för ökad/minskad nederbörd för den framtida klimatserien. Denna fil med framtida nederbörd och temperatur för åren 2041-2053 över Gotland laddades in i PERSiST för att kunna skapa en ny .dat-fil med markfuktighet och hydrologiskt effektiv nederbörd till INCA-N. Parameter- och strukturfilen som laddades in i INCA-N var desamma som i den ursprungliga modellen.

Den tänkta startinfiltrationen kommer att vara 900 m^3 i april-maj och 500 m^3 i september-oktober. När 5 ha av Vikeåns avrinningsområde är utbrutet kommer infiltrationsvolymerna öka till 1800 m^3 i april-maj och 900 m^3 i september-oktober (Larsson et al. 2023). De fem hektaren kommer att brytas bort relativt fort vilket är varför de höga infiltrationvolymerna har angåtits som infiltrationstillskott i modellen under hela modelleringsperioden. Infiltrationen lades till som en input i samma .ets-fil som grundvattenuppträningningen, men till delavrinningsområde A. Flödena som infiltreras i modellen var under april-maj $1800 \text{ m}^3 = 0.00034 \text{ m}^3/\text{s}$ och under september-oktober $900 \text{ m}^3 = 0.00017 \text{ m}^3/\text{s}$. Övriga månader var flödet 0, vilket baserades på Bergabs manuella mätningar av flödet (Larsson et al. 2023).

Modellen med infiltration kördes utifrån de två olika scenarierna, ett utan renat länshållningsvatten och ett med renat länshållningsvatten.

4.3.4 Kalibrering och känslighetsanalys

PERSiST använder sig av osäkerhetsparametrar för att testa hur väl avrinningen stämmer överens med de simulerade flödena. Dessa bedömdes enligt avsnitt 3.3.2.

Tre provpunkter för vattenkemi ligger inom Vikeåns avrinningsområde; VF-1, Orgvät (SMHI:s station) och Bojsvätar. Från dessa provpunkter användes de kemiska analyserna för nitratkväve och ammoniumkväve för kalibrering av de simulerade halterna i INCA-N. Kalibreringen utfördes genom att ändra modellparametrar så att de uppmätta halterna matchade de simulerade halterna så bra som möjligt genom en iterativ process. I manualen för INCA-N finns rekommenderade parametervärden, dessutom är många förinställda (Butterfield et al. u.å.). De modellparametrar som det ändrades på var initialt flöde och nitrat- och ammoniumkväve, växtperioden i de olika marktyperna, hastigheten för de olika kväveprocesserna samt a och b från formel (3). I Bilaga D presenteras samtliga slutgiltiga modellparametrar.

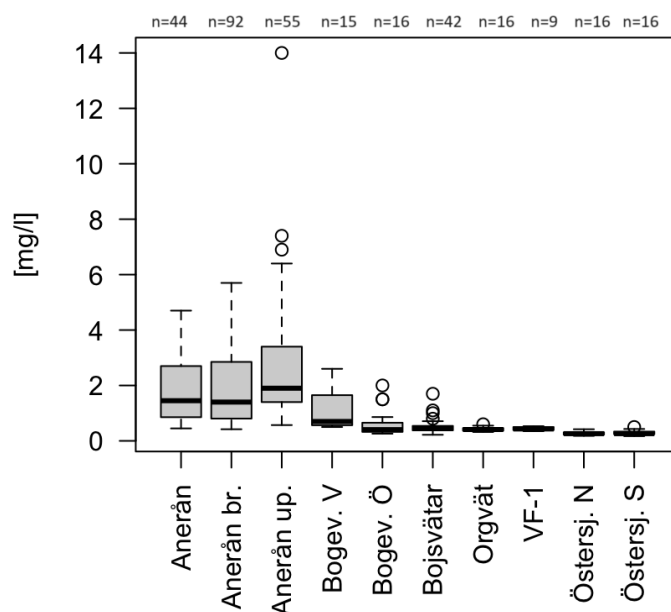
För att testa hur stor påverkan kvaliteten på infiltrationsvattnet har på de modellerade kvävehalterna skapades ett extremscenario med en .ets-fil med de högsta uppmätta nitrat- och ammoniumhalterna som uppmäts i länshållningsvattnet sedan analyserna startades 1997. Dessa var nitrat-N = 55 mg/l och ammonium-N = 1,2 mg/l. Volymerna som tillfördes ändrades inte, inte heller de månader som infiltrationen skedde.

5. RESULTAT

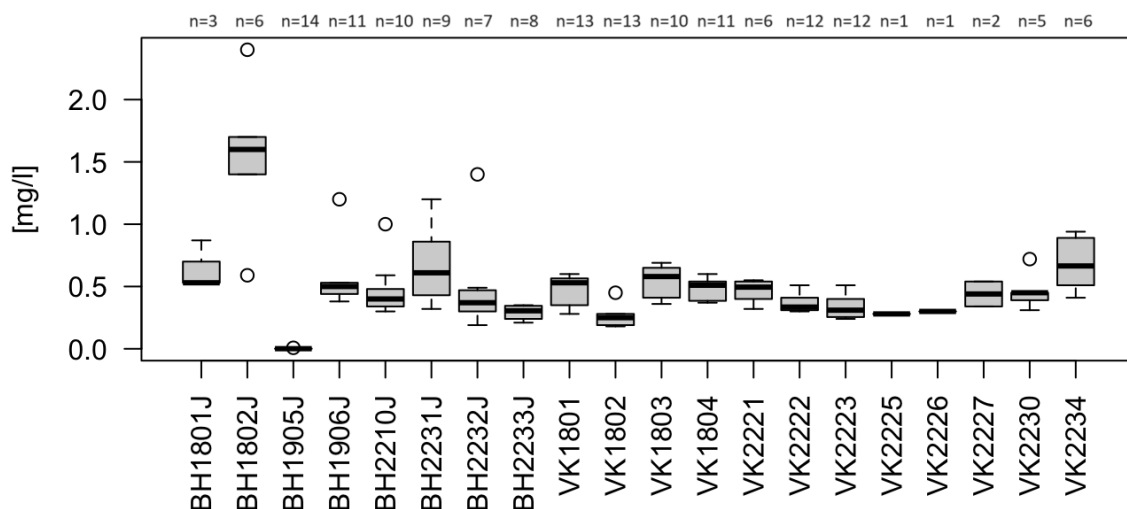
Nedan redovisas resultaten från samtliga metoder. Först redogörs det för hur kväveförhållandena ser ut på platsen idag, sedan redovisas resultaten av modelleringen.

5.1 KVÄVETS FÖRDELNING ÖVER OMRÅDET

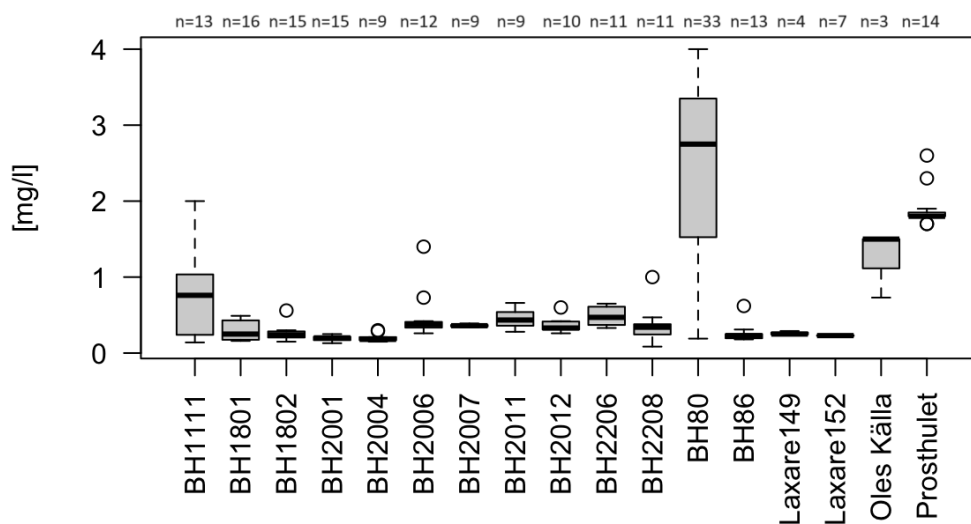
Figurer 27, 28 och 29 visar låddiagram för halten total-N från alla provtagningstillfällen och alla provtagningspunkter i området. Figur 27 visar ytvatten, Figur 28 grundvatten i jord och Figur 29 visar grundvatten i berg. Värt att notera är att olika provtagningspunkter har provtagits olika antal gånger, hur många gånger är markerat i låddiagrammen. Kartorna i avsnitt 4.2 i metod visar placeringen av alla provtagningspunkter.



Figur 27. Total-N i samtliga ytvattenpunkter från alla provtagningsstillfällen. n är antal provtagningsstillfällen.



Figur 28. Total-N i samtliga provtagningspunkter i grundvatten i jord. n är antal provtagningsstillfällen.



Figur 29. Total-N i samtliga provtagningspunkter i grundvatten i berg. n är antal provtagningsstillfällen.

Hur stor andel ammonium-N och nitrat-N utgör av den totala halten kväve vid varje provplats varierar. I medeltal av alla provpunkter utgör nitratandelen 40% och ammoniumandelen 13%. Resten av total-N utgörs i så fall av organiskt bundet kväve samt små andelar nitrit och ammoniak. Ser man till indelningen efter typ av vatten ser fördelningen ut som följande:

- Ytvatten: nitrat 37%, ammonium 7%
- Grundvatten i jord: nitrat 35% , ammonium 6%
- Grundvatten i berg: nitrat 46%, ammonium 23%

Utifrån dessa procentsatser kan det ses att grundvatten i berg har betydligt större andelar både nitrat-N och ammonium-N än ytvatten och grundvatten i jord. Detta beror på att ytvatten och grundvatten i jord har en stor andel organiskt bundet kväve vilket inte grundvatten i berg har.

De provpunkter som haft högst halter i medeltal av ammonium-N, nitrat-N och total-N för hela provtagningsperioden har valts ut och visas i Tabell 5. I **Bilaga A** kan alla medelvärden, min, max och trend för samtliga provpunkter och provtagningsstillfällen för ämnena ammonium-N, nitrat-N och total-N i mg/l ses. Dessutom kan antal prover och provtagningsperioder ses.

Tabell 5. De provpunkter som haft högst halter i medeltal av ammonium-N, nitrat-N och total-N har valts ut och visas i tabellen. Samtliga värden är medelvärdesbildade över alla provtagningsstillfällen.

	Provpunkt	Ammonium-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	Total-N [mg/l]
Ytvatten	Anerån		1,3	1,86
	Anerån bron		1,3	1,9
	Anerån uppström	0,33	1,6	2,64
	Bogeviken V			1,1
Grundvatten i jord	BH1802J		1,3	1,55
Grundvatten i berg	BH2004	0,13		
	BH2006	0,18		
	BH2007	0,32		
	BH2206	0,22		
	BH80		2,9	2,5
	Laxare 1:52	0,12		
	Oles källa		0,98	1,2
	Prosthulet		1,6	1,9

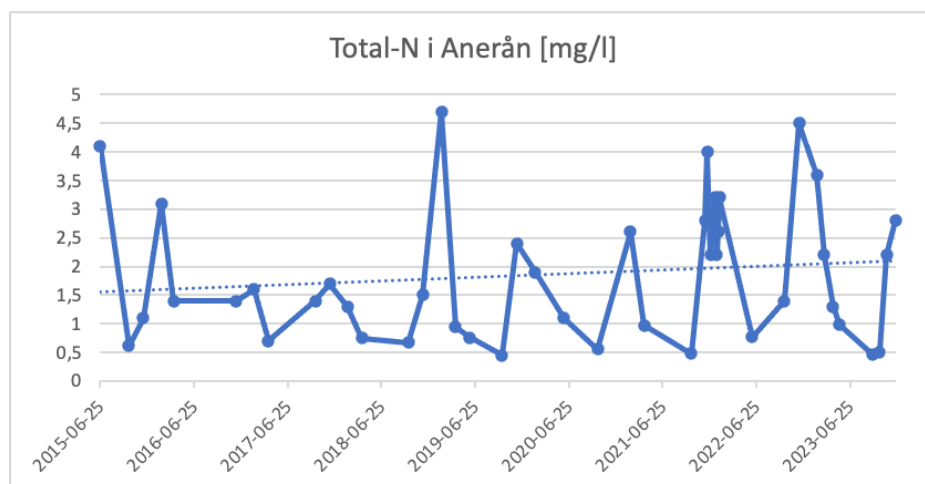
Att halten nitrat-N är större än halten ammonium-N gäller för majoriteten av provpunkterna, vilket tyder på aeroba förhållanden i vattensystemet. De provpunkter där motsatsen, att ammoniumbidraget är större än nitratbidraget, är:

- VK2223 (ammonium: 0,076 mg/l, nitrat: 0,057 mg/l)
- BH2004 (ammonium: 0,13 mg/l, nitrat: 0,05 mg/l)
- BH2006 (ammonium: 0,18 mg/l, nitrat: 0,057 mg/l)
- BH2007 (ammonium: 0,32 mg/l, nitrat: 0,05 mg/l)
- BH2206 (ammonium: 0,22 mg/l, nitrat: 0,05 mg/l)
- Laxare 1:52 (ammonium: 0,12 mg/l, nitrat: 0,069 mg/l)

Dessa siffror presenteras i medeltal av alla provtagningstillfällen. Gemensamt för dessa är att de är grundvattenprovpunkter där tillgången på syre kan vara begränsad.

5.2 TREND ÖVER TID

Den enda provpunkt som kan uppvisa en trend över tid är total-N i mätpunkt Anerån. Resultatet av Mann-Kendall-testet visade ett p-värde = 0,02 vilket indikerar en positiv statistisk signifikant trend. Detta innebär att det kan förväntas högre halter av kväve i Anerån, under förutsättning att historiska trender fortsätter i framtiden. En trendlinje kan ses i Figur 30. I Bilaga A visas alla trendtester som gjorts.



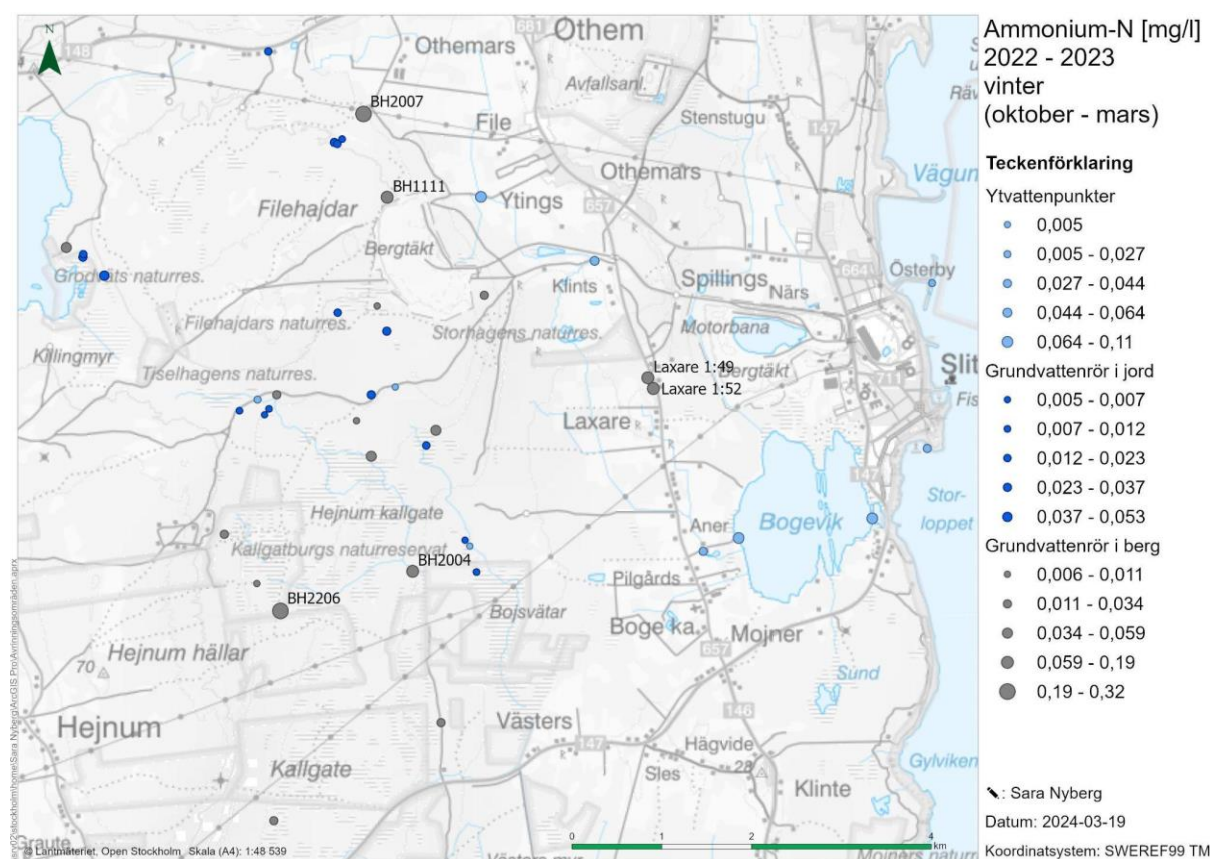
Figur 30. Total-N i mätpunkt Anerån över tid. Linjär regression skapad i excel, är ej kopplat till Mann-Kendall statistiken.

Vad som är värt att tillägga är att det är fler provtagningstillfällen gjorda de senare åren i tidslinjen i Figur 30. Detta ska inte ha betydelse för Mann-Kendall-statistiken.

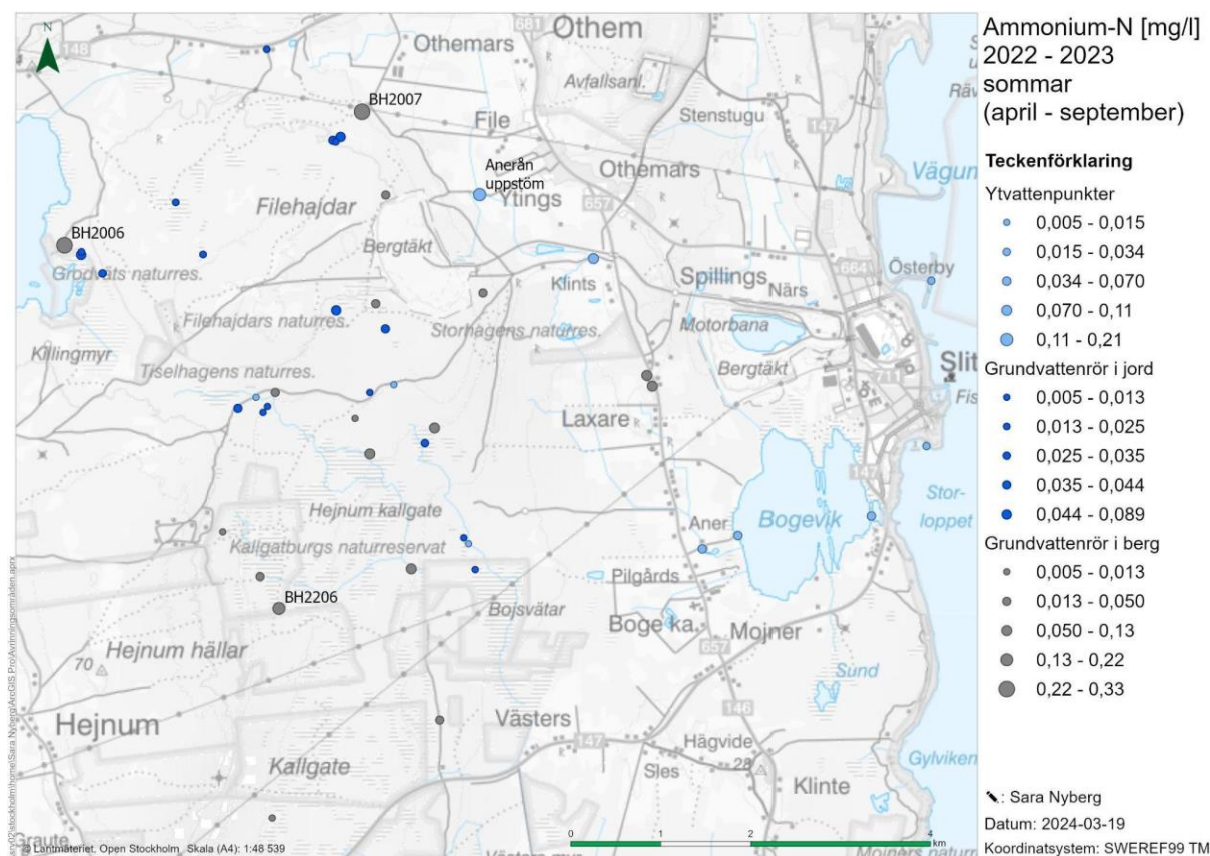
Vad som också visas i Figur 30 är årstidsvariationer. Topparna representerar vinter och dalarna sommar, eftersom kvävet tas upp i högre grad av biologiska processer under somrarna. Dessutom är denitrifikationen hög på sommaren. För samtliga ytvattenpunkter är nitrathalten högre på vintern och lägre på sommaren. Ammonium håller sig relativt stabilt.

5.3 ÅRSTIDSVARIATIONER

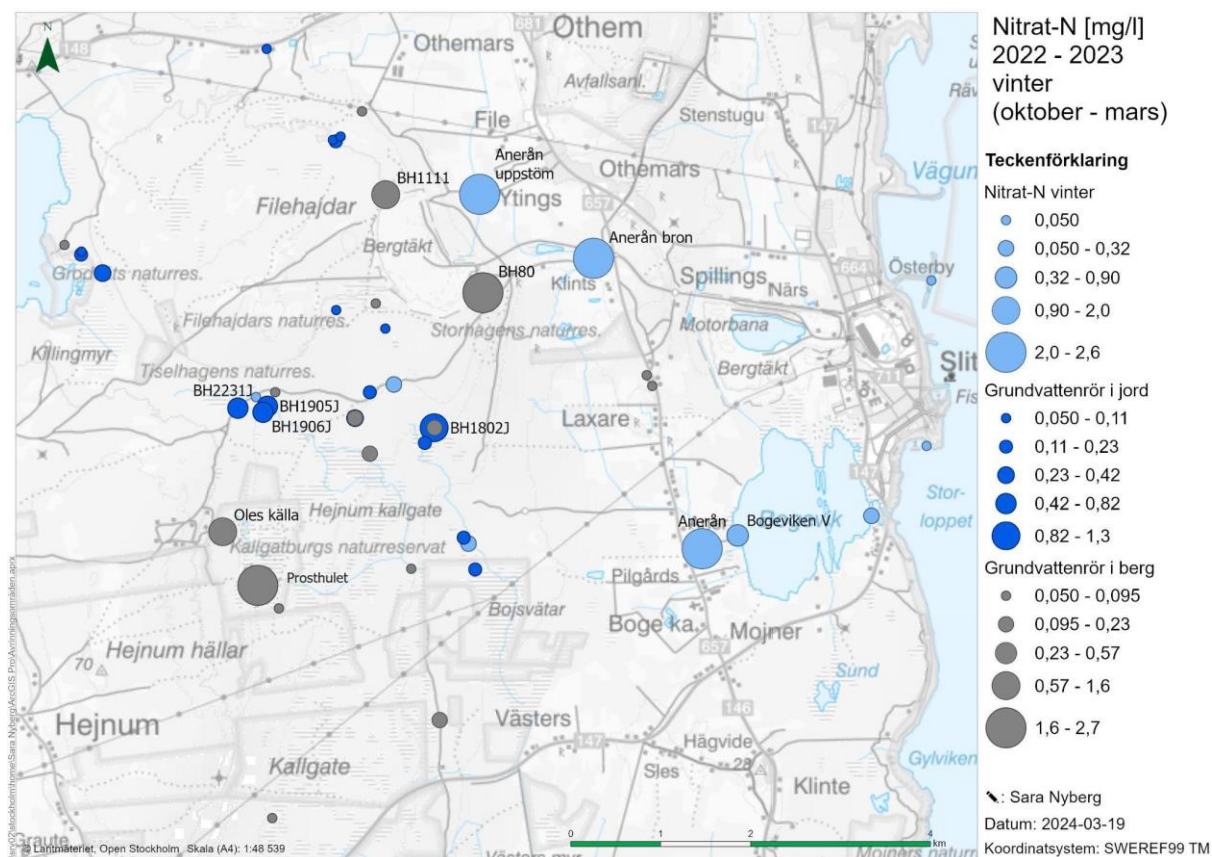
Tidsperioderna när provtagningarna ägde rum varierade mellan olika provpunkter, vilket kan göra jämförelserna provplatser emellan otillförlitliga. För att kunna göra bättre jämförelser mellan platser skapades **Bilaga B**. I denna bilaga är medelvärden bildade för samtliga platser enbart från åren 2022-2023. Dessutom gjordes en indelning mellan sommar och vinter för att också kunna jämföra årstider med varandra. Kartorna nedan, Figur 31-36, visualiserar detta. De är jämförbara mellan provpunkter men också emellan kartor.



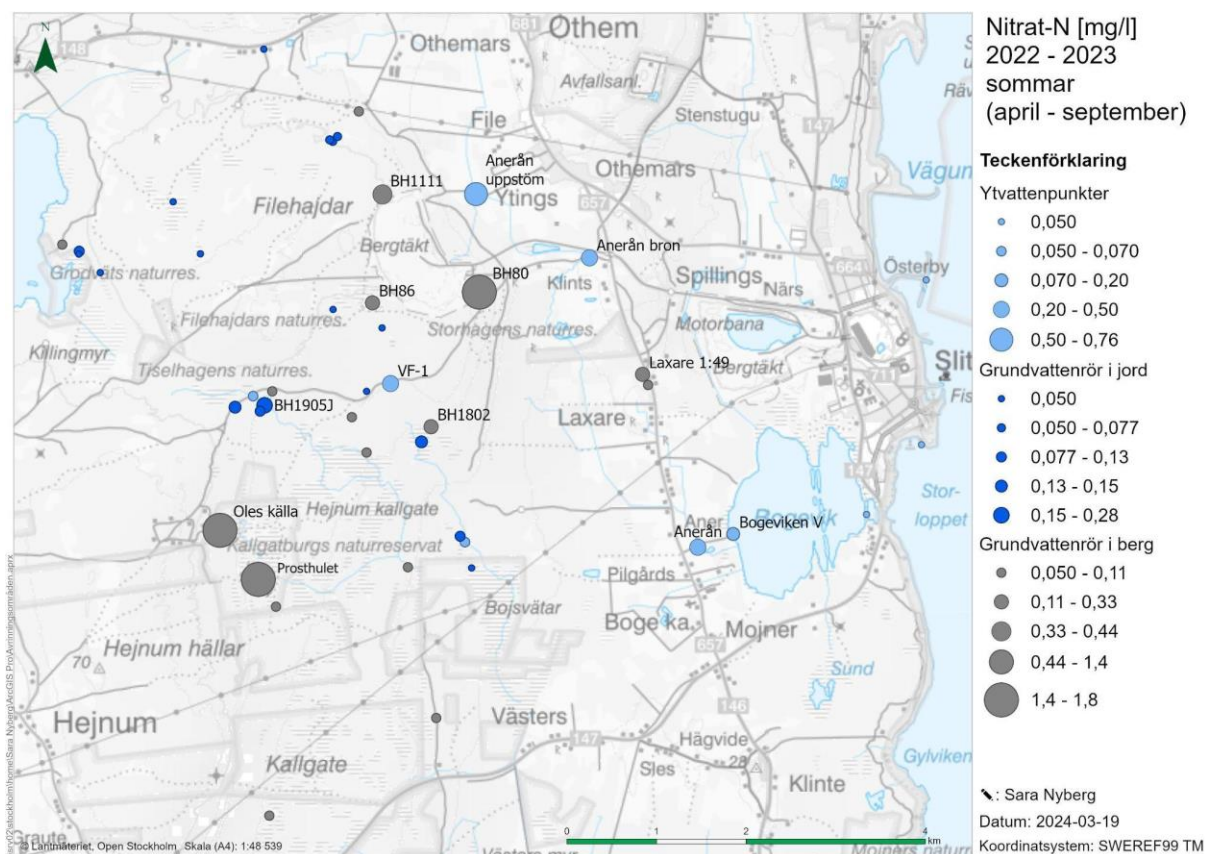
Figur 31. Ammonium-N vinter. Kartunderlag: Lantmäteriet.



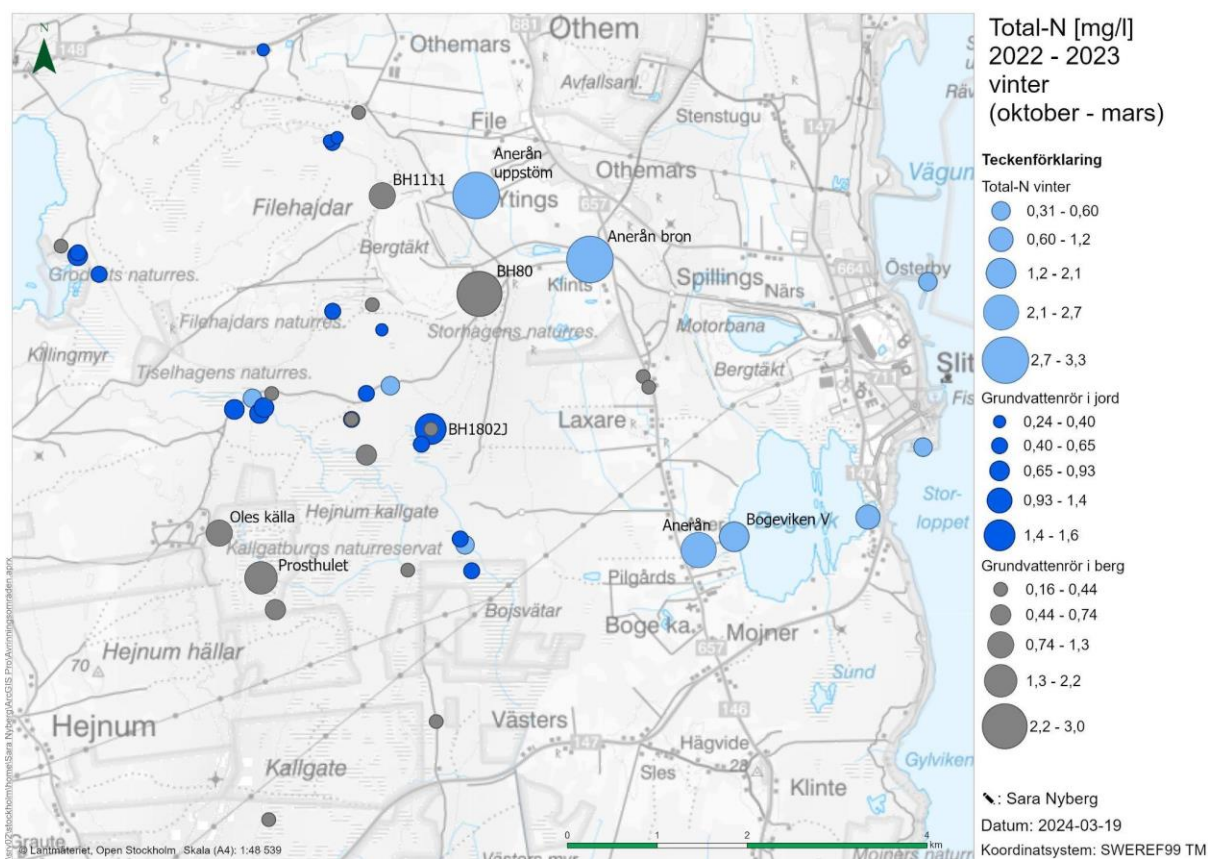
Figur 32. Ammonium-N sommar. Kartunderlag: Lantmäteriet.



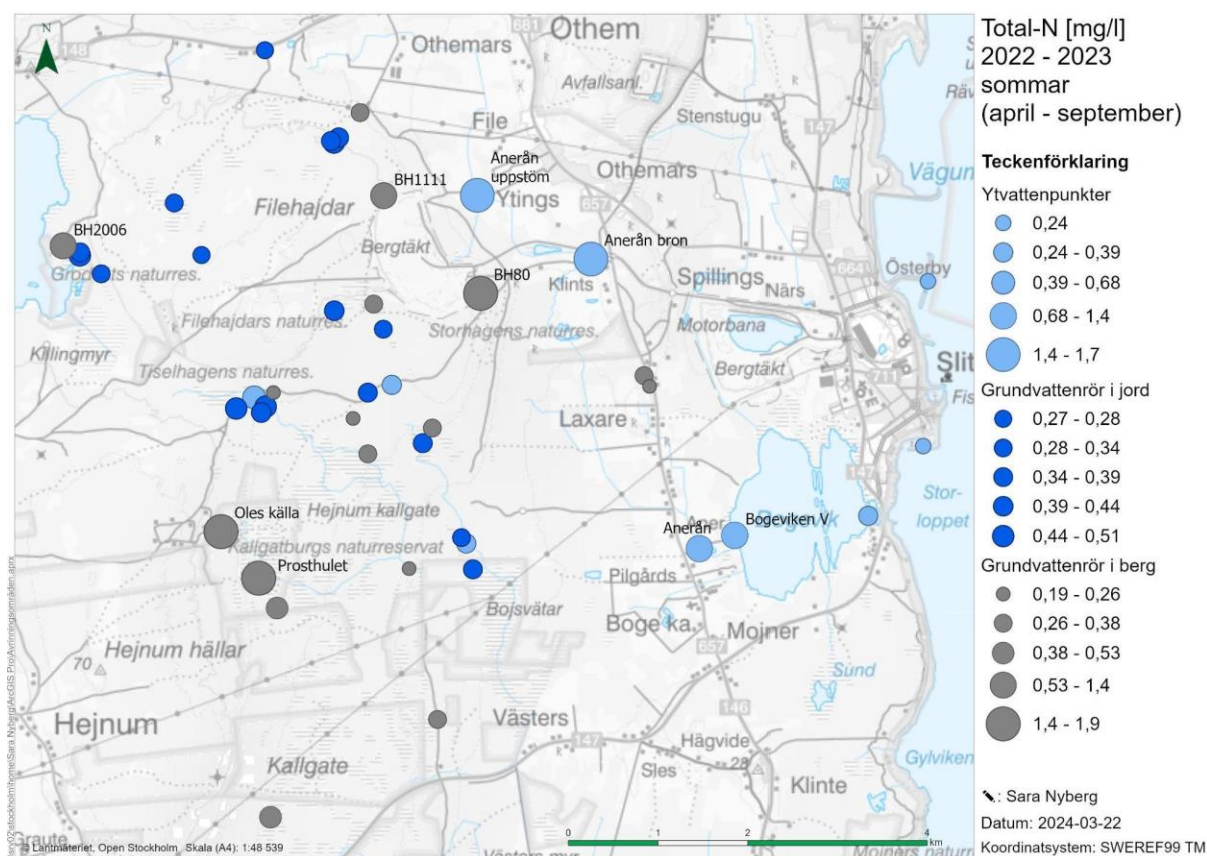
Figur 33. Nitrat-N vinter. Kartunderlag: Lantmäteriet.



Figur 34. Nitrat-N sommar. Kartunderlag: Lantmäteriet.



Figur 35. Total-N vinter. Kartunderlag: Lantmäteriet.



Figur 36. Total-N sommar. Kartunderlag: Lantmäteriet.

Vad som kan utläsas är att andelen nitratkväve är större än andelen ammoniumkväve och att de provpunkter som har högst totalhalt av kväve är ytvattenpunkterna Anerån uppström, Anerån bron, Anerån och Boge Viken V, samt grundvattenpunkterna i berg BH80, Prosthulet, Oles källa, BH2006 och BH1111. Vad som också kan utläsas från kartorna är att nitrathalten är generellt högre på vintern än på sommaren i ytvattenpunkter. I grundvatten i berg och jord skiljer sig inte halterna betydande mellan sommar och vinter.

De provplatser som påvisade en statistiskt signifikant skillnad mellan sommar och vinter för nitrat-N och total-N kan ses i Tabell 6. Anledningen till att ammonium-N inte visas är för att ingen provplats påvisade en skillnad i halt ammonium-N mellan sommar och vinter. **Bilaga C** visar samtliga resultat av Wilcoxon rank sum test som visar statistisk signifikant skillnad mellan sommar och vinter.

Tabell 6. Samtliga provpunkter där en statistisk signifikant skillnad mellan årstider kunde fastställas. p-värde < 0,05 indikerar en statistisk signifikant skillnad i Wilcoxon rank sum-test.

Provpunkt	p-värde nitrat-N	p-värde total-N
Anerån	0,005	0,012
Anerån bron	1,4e-12	1,3e-09
Anerån uppström	1,0e-6	0,002
Bogeviken V	0,007	
Bogeviken Ö	0,044	
Bojsvåtar	0,045	
Östersjön S		0,0054
BH1801	0,018	0,030

För övriga provplatser kunde en inte statistisk signifikant skillnad för något ämne mellan sommar och vinter bestämmas. Gemensamt för alla provpunkter som uppvisade en skillnad mellan sommar och vinter, förutom BH1801, är att de är ytvattenpunkter. Eftersom nitrat avgår via denitrifikation och växtupptag på sommaren är detta förväntat.

5.4 DEPOSITION

I detta avsnitt presenteras en jämförelse av uppmätta halter kväve i två vattendrag med kvävedepositionen från litteraturen på platsen. Depositionsbidraget från litteraturen varierade beroende på om mätningarna gjorts över land eller hav. Den lägsta halten från litteraturen var: 3,5 kg/ha/år (Gauss 2021) och den högsta halten var: 6 kg/ha/år (Karlsson 2018). Detta ger ett medel på: 4,75 kg/ha/år.

$$\text{Depositionsbidrag} = 4,75 \text{ kg/ha/år} = 4750000 \text{ mg/10 000m}^2/\text{år} = \underline{475 \text{ mg/m}^2/\text{år}}$$

För beräkning av halten kväve i vattendragen för jämförelse användes formel (4). Gauss och Karlsson har uppmätta depositionshalter över stora arealer medan de siffror som används i dessa beräkningar är på en specifik plats. Det antas att dessa är jämförbara. Nedan följer beräkning av halten kväve per kvadratmeter och år i provpunkterna Anerån och Bojsvåtar.

Anerån

Uppmätt medelhalt total-N i Anerån: 1,86 mg/l

Medelflöde i Anerån inkl. länshållningstillskott: 89 l/s = 2806704000 l/år

Aneråns avrinningsområde: 2150 ha = 21 500 000 m²

$$\text{Kväve i Anerån enligt (4)} = 1,86 \text{ mg/l} * 2806704000 \text{ l/år} / 21\,500\,000 \text{ m}^2 = \underline{243 \text{ mg/m}^2/\text{år}}$$

Bojsvåtar

Uppmätt medelhalt total-N i Bojsvåtar: 0,51 mg/l

Medelflöde Bojsvåtar inflöde: 67 l/s = 2112912000 l/år

Area uppströms Bojsvåtar: 9 880 000 m²

Kväve vid Bojsvåtar enligt (4) = $0,51 \text{ mg/l} * 2112912000 \text{ l/år} / 9\,880\,000 \text{ m}^2 = \underline{109 \text{ mg/m}^2\text{/år}}$

Vid jämförelse av halten kväve i vattendragen med depositionbidraget är det i Anerån ungefär hälften så mycket kväve som depositionen och i Bojsvåtar ungefär en fjärdedel av depositionen. Detta indikerar en ackumulation av kväve i avrinningsområdet, vilket inte anses rimligt. Se avsnitt 6.2 för diskussion kring detta.

5.5 LÄNSHÅLLNINGSVATTEN

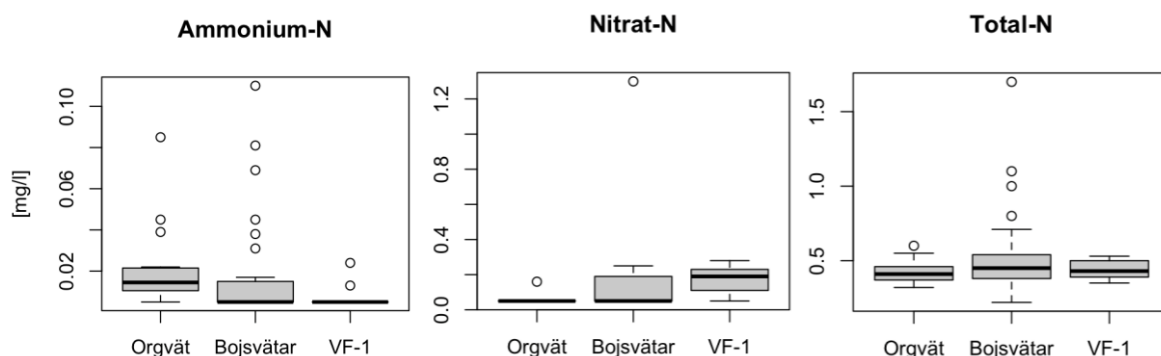
Vattenkvaliteten i länshållningsvattnet från File hajdar-täkten har tagits fram som för perioden 2022-2023 och kan ses i Tabell 7. Dessa halter användes som indata till infiltrationsbidraget i INCA-N-modellen.

Tabell 7. Halt ammonium- och nitratkväve samt reningsgrad i länshållningsvatten från File hajdar-täkten.

Vattenkvalitet Länshållningvatten	Ammonium-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]
Medel 2022-2023	0,16	2,3
Med rening (reningsgrad 45% för nitrat och 80% för ammonium)	0,032	1,3

5.5.1 Jämförelse länshållningsvatten och naturliga halter i Vikeåns avrinningsområde

Vid jämförelse av halterna i Tabell 7 och i Figur 37 nedan ses att halterna i länshållningsvattnet är betydligt högre både med och utan rening. Låddiagrammen i Figur 37 visar de provplatser där ytvatten provtagits i Vikeåns avrinningsområde, provplatserna kan ses i Figur 20.



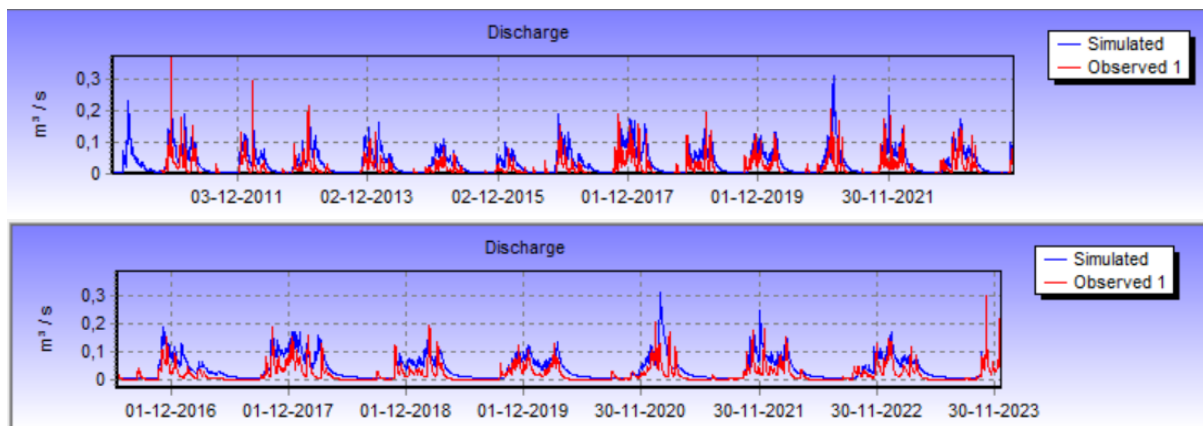
Figur 37. Vattenkemi från de provplatser som ingår i Vikeåns avrinningsområde, där infiltrationen ska ske.

5.6 MODELLERING

Nedan redovisas resultaten av modelleringen i både PERSiST och INCA-N samt en känslighetsanalys.

5.6.1 PERSiST

Figur 38 visar vattenföringen i delavrinningsområde B simulerat i PERSiST, både de modellerade och uppmätta flödena från SMHI:s station Orgvät.



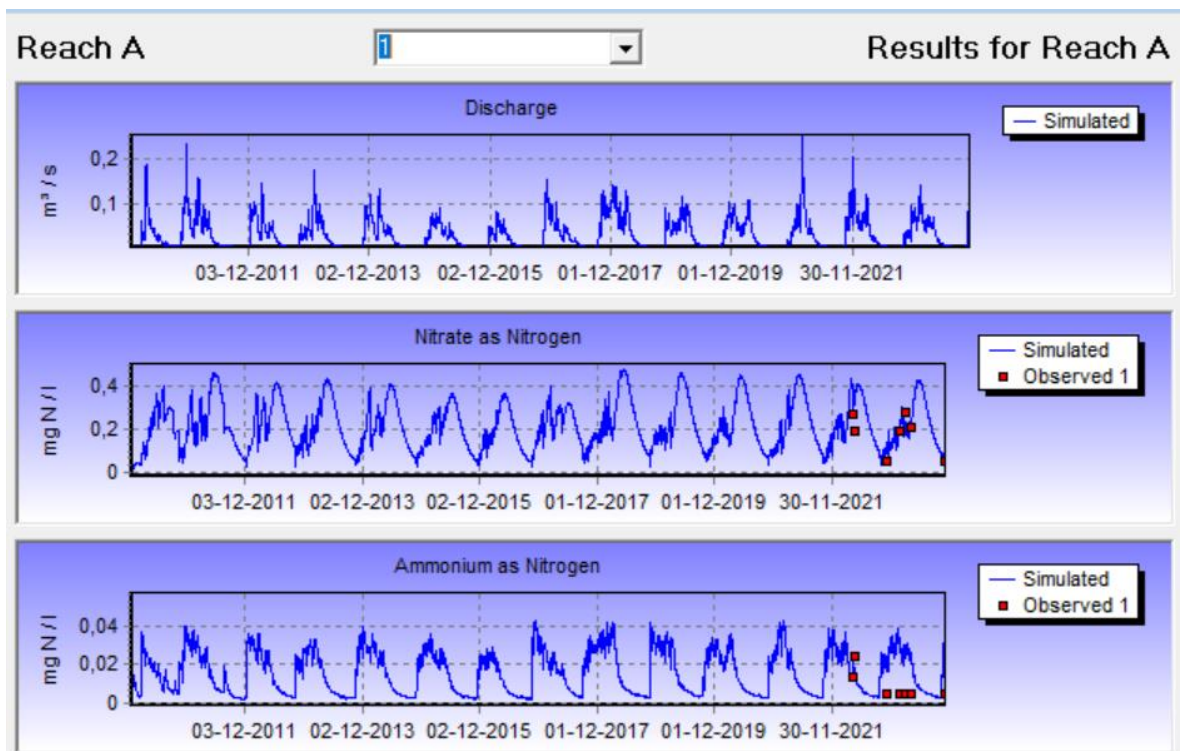
Figur 38. Delavrinningsområde B. Uppmätta flöden i rött och flöden simulerade från nederbörd och temperatur i blått. Bilden ovan är hela modelleringperioden och nedan mellan 2016-2023.

5.6.2 INCA-N

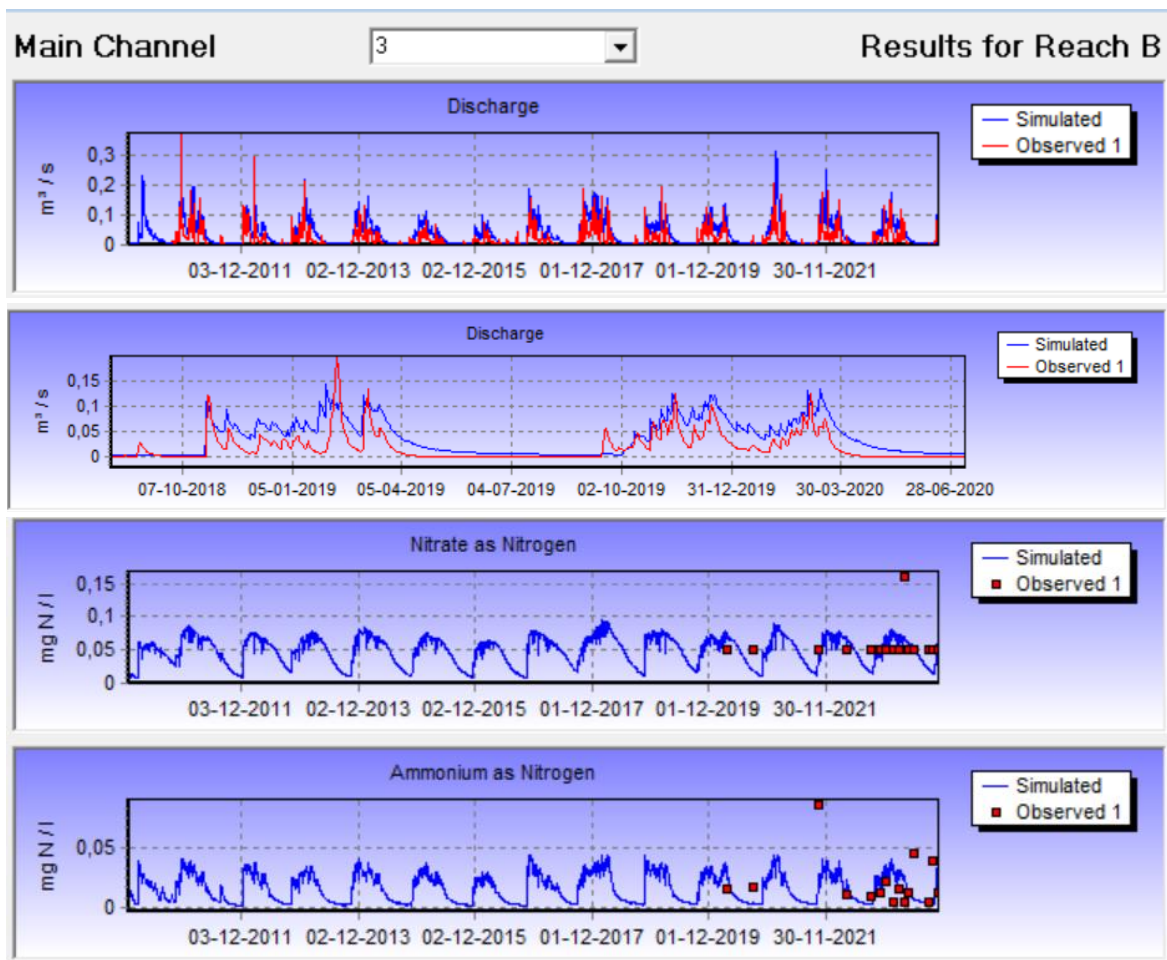
För INCA-N-resultaten redovisas först utgångsläget utan infiltration så som kvävedynamiken ser ut i Vikeåns avrinningsområde idag. Här redovisas samtliga delavrinningsområden. Sedan redovisas en modellerad framtida situation som är baserad på klimatscenario RCP4,5 och med infiltration i delavrinningsområde A. Dessutom redovisas delavrinningsområdena C och E nedströms infiltrationen. Infiltrationsscenariona redovisas två gånger, först utan renat vatten, där input av nitrat-N och ammonium-N är medelhalten från 2022-2023 som redovisades i Tabell 7. Till sist redovisas ett scenario med renat vatten, där reningsgraden var 45% för nitratkväve och 80% för ammoniumkväve.

Utgångsläge utan infiltration

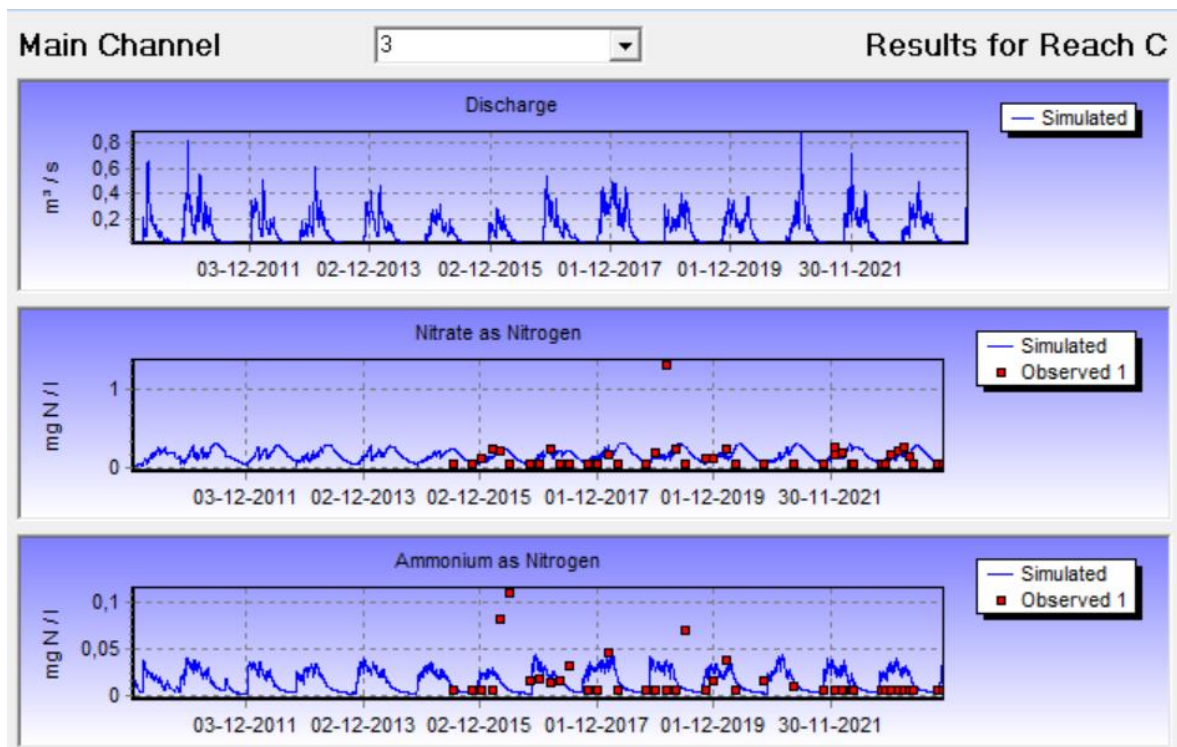
Nedan följer Figur 39-43 som visar INCA-N-resultat från de olika delavrinningsområdena. Figurerna visar avrinning och halter av nitrat-N och ammonium-N för perioden 2010-2023. Inkluderat i modellen är inflöde av grundvatten från källan Prosthulet. Modellen jämförs med uppmätta avrinningsdata från SMHI:s station Orgvät, samt med uppmätta halter av nitrat-N och ammonium-N i provtagningspunkterna VF-1, Orgvät och Bojsväter.



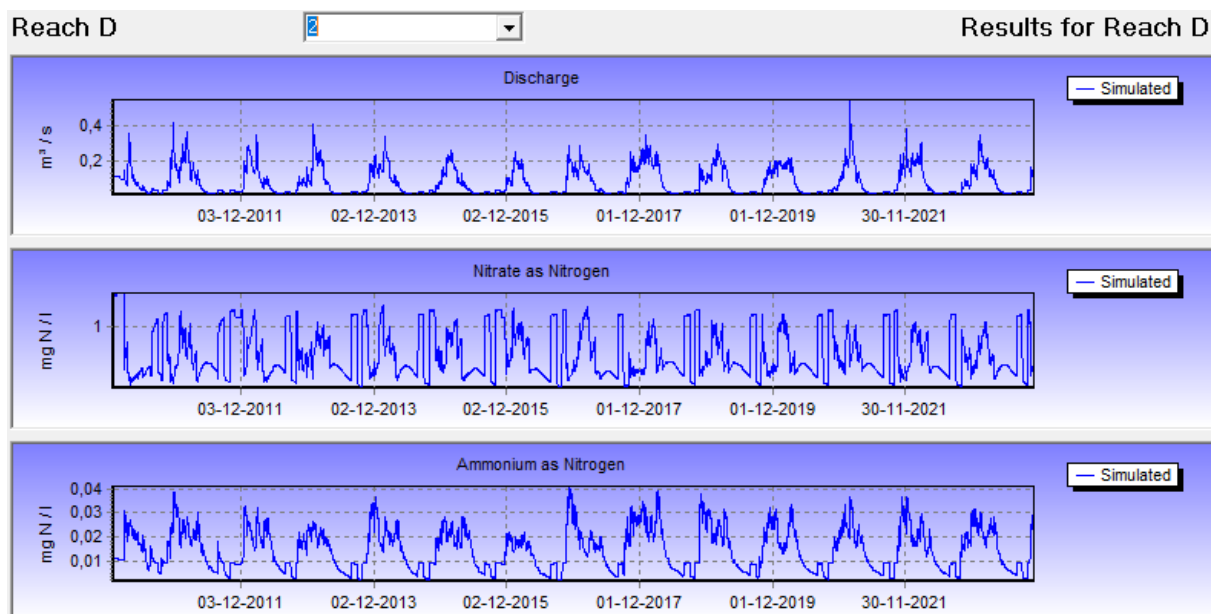
Figur 39. Delavrinningsområde A. Simulerat flöde, nitrat- och ammoniumhalter samt uppmätta nitrat- och ammoniumhalter från provpunkten VF-1.



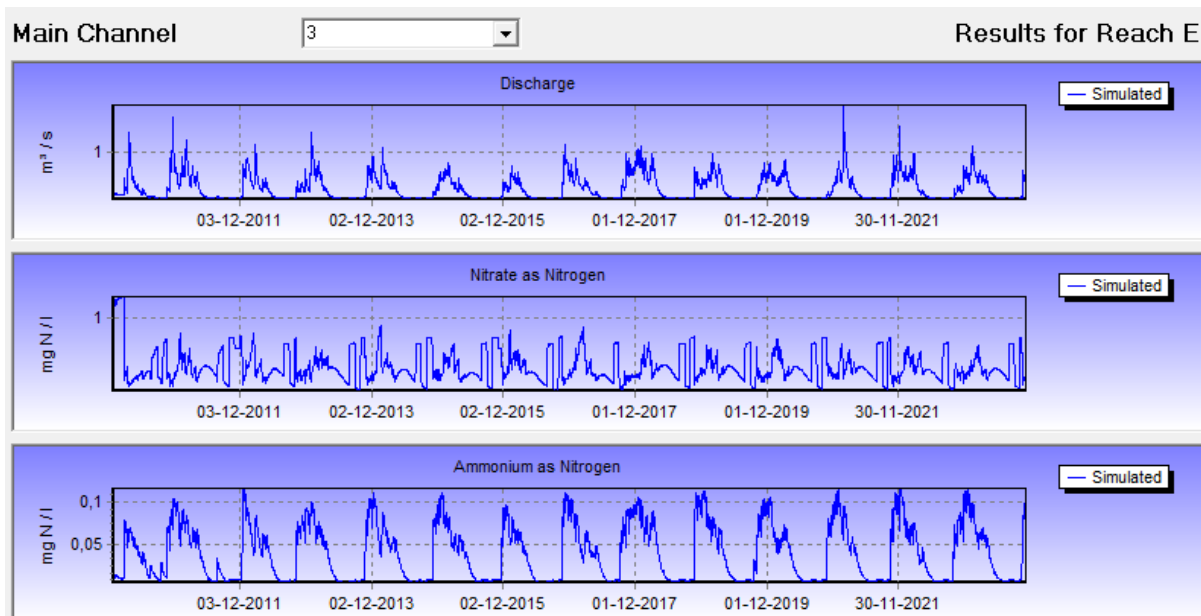
Figur 40. Delavrinningsområde B. Simulerat flöde, nitrat- och ammoniumhalter samt uppmätta flöden, nitrat- och ammoniumhalter från provpunkten Orgvät/SMHI. De stabila observerade nitrathalterna som visas är den halverade rapporteringsgränsen från Eurofins.



Figur 41. Delavrinningområde C. Simulerat flöde, nitrat- och ammoniumhalter samt uppmätta nitrat- och ammoniumhalter från provpunkten Bojsvätar.



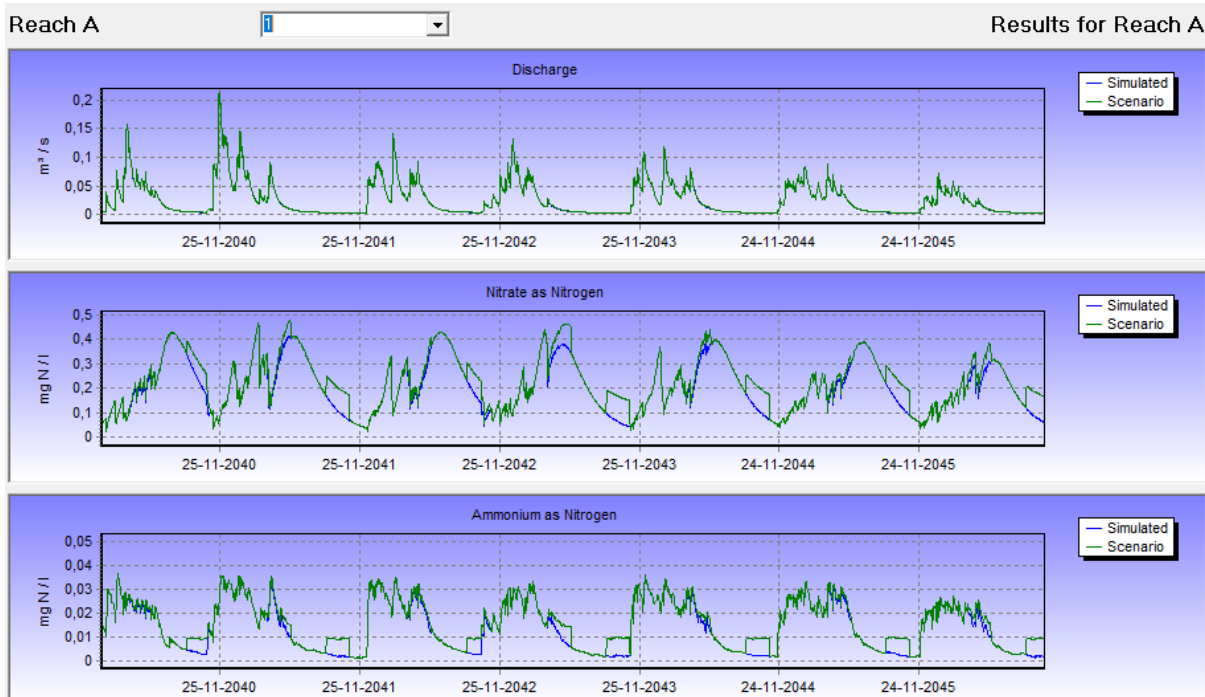
Figur 42. Delavrinningområde D. Simulerat flöde, nitrat- och ammoniumhalter. Inkluderat är inflöde av grundvatten från källan Prosthulet. Utseendet på grafen beror på vilka månader det kommer vatten därifrån.



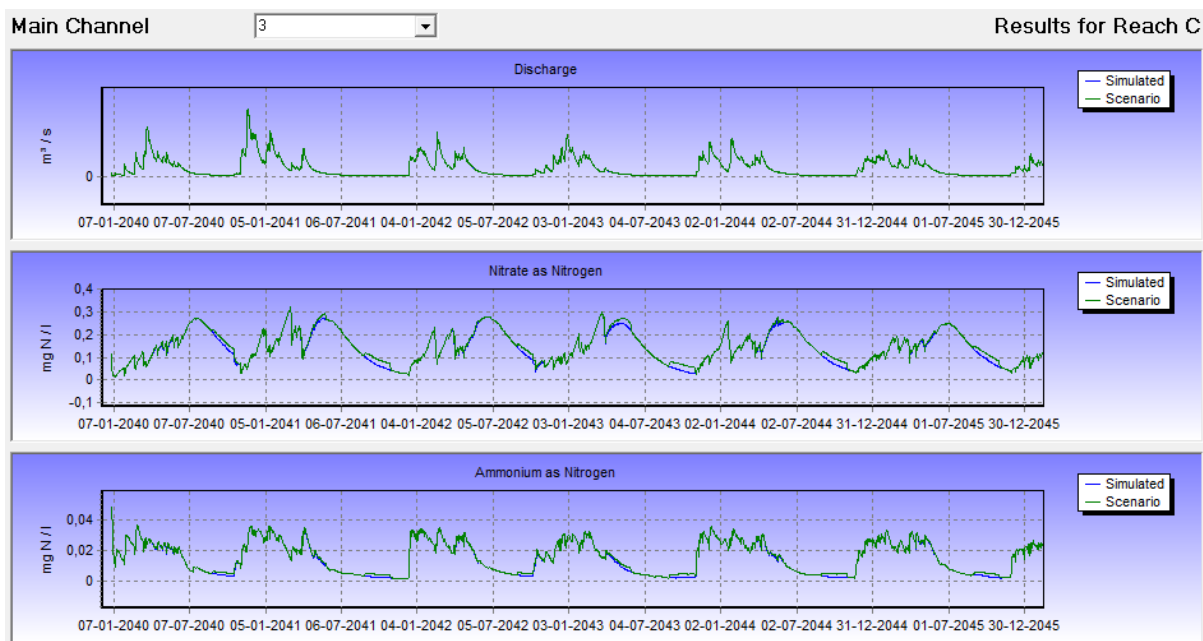
Figur 43. Delavrinningsområde E. Simulerat flöde, nitrat- och ammoniumhalter. Utseendet på nitratgrafen beror på inflödet av nitrathaltigt vatten vissa månader från grundvattenkällan Prosthulet.

Infiltration utan rening

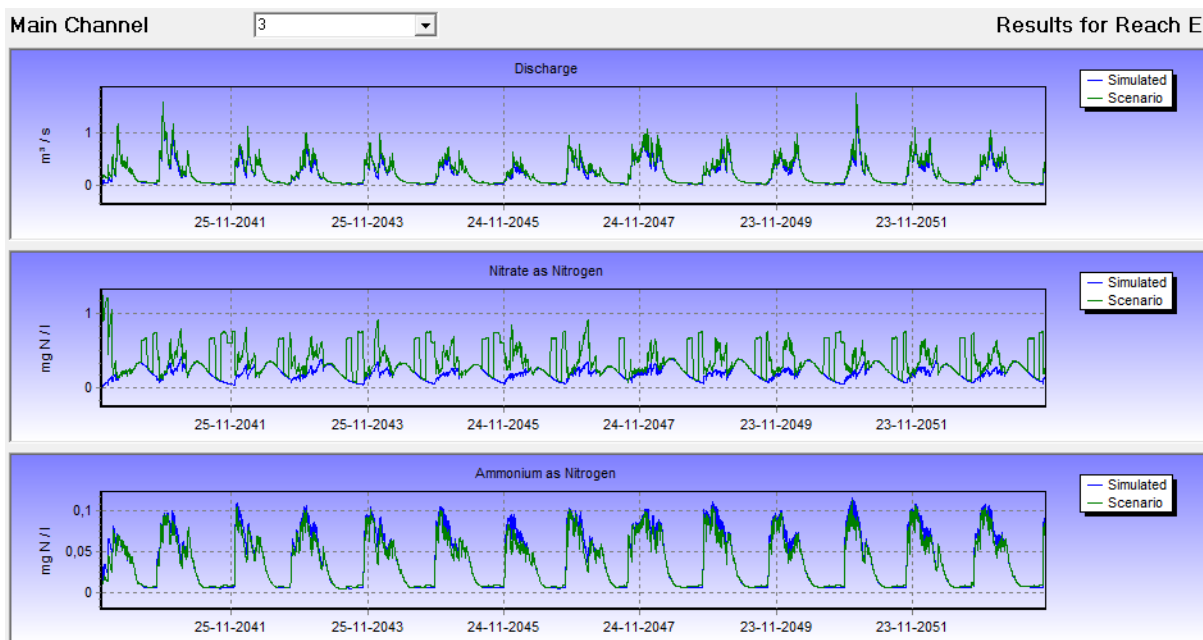
Nedan följer Figur 44-46 som visar flödet och halter av nitrat-N och ammonium-N i de olika delavrinningsområdena. Inkluderat i modellen är inflöde av grundvatten från källan Prosthulet och infiltrationstillskott utan rening av länshållningsvattnet. Infiltration sker i april-maj och september-oktober och tillskottet under våren höjer den redan högsta halten på året medan tillskottet på hösten ökar den lägsta halten på året.



Figur 44. Delavrinningsområde A. Blå linje visar utan infiltration och grön med infiltration.



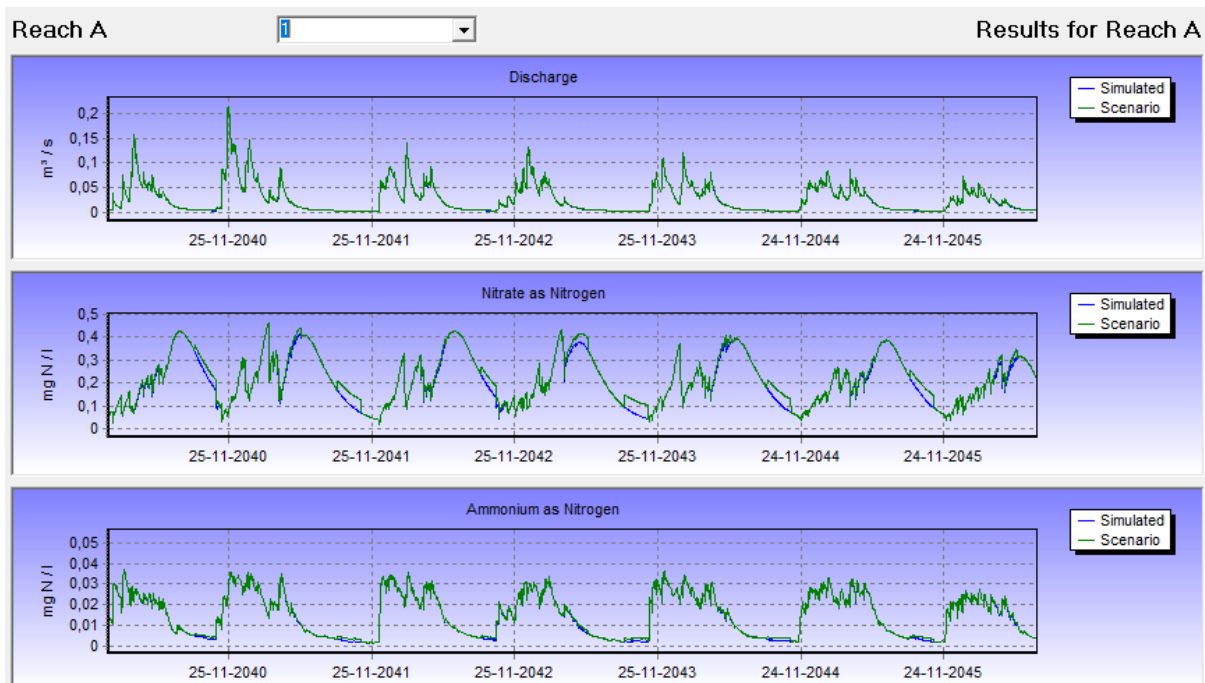
Figur 45. Delavrinningsområde C, inflöde till Bojsvåtar. Blå linje visar utan infiltration och grön med infiltration.



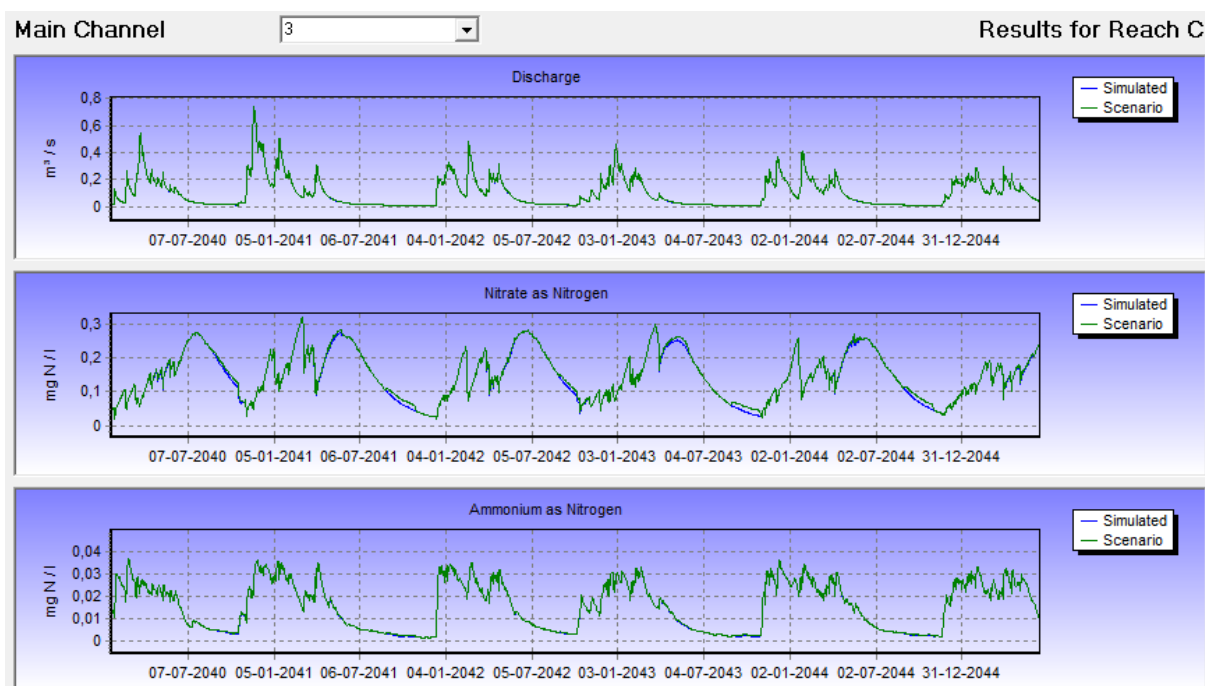
Figur 46. Delavrinningsområde E, utflöde ur Bojsvåtar. Blå linje visar utan infiltration och utan tillskott från Prosthulet och grön linje visar med infiltration och tillskott från Prosthulet.

Infiltration med rening

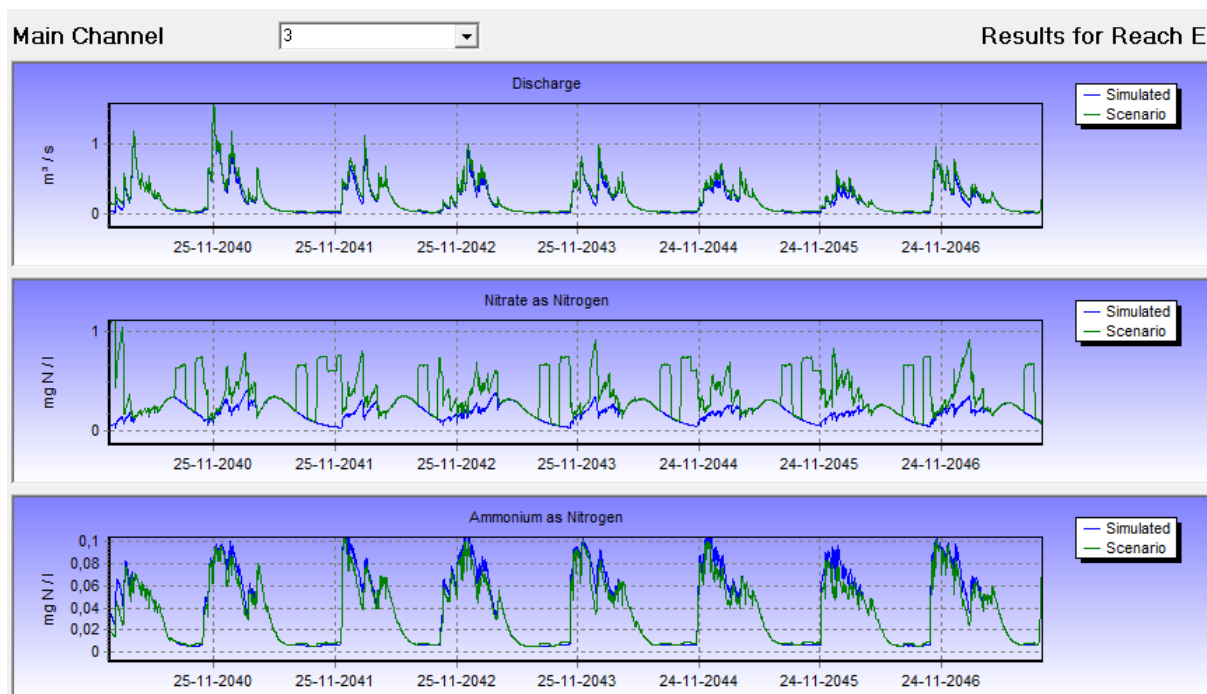
Nedan följer Figur 47-49 som visar flöden och halter av nitrat-N och ammonium-N i de olika delavrinningsområdena. Inkluderat i modellen är inflöde av grundvatten från källan Prosthulet och infiltrationstillskott med rening av länshållningsvattnet. Skillnaden gentemot infiltration utan rening är att nitrathalterna som tillsätts nedan ökar halten, med endast med ungefär hälften så mycket och ammoniumhalten ökar en femtedel så mycket. Det blir alltså en mindre påverkan på nitrat- och ammoniumhalterna med renat infiltrationsvatten jämfört med orenat.



Figur 47. Delavrinningsområde A. Blå linje visar utan infiltration och grön med infiltration.



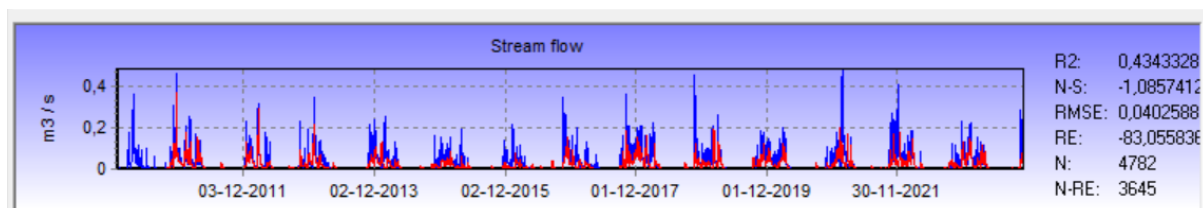
Figur 48. Delavrinningsområde C, inflöde till Bojsvåtar. Blå linje visar utan infiltration och grön med infiltration.



Figur 49. Delavrinningsområde E, utflöde ur Bojsvåtar. Blå linje visar utan infiltration och utan tillskott från Prosthulet och grön linje visar med infiltration och tillskott från Prosthulet.

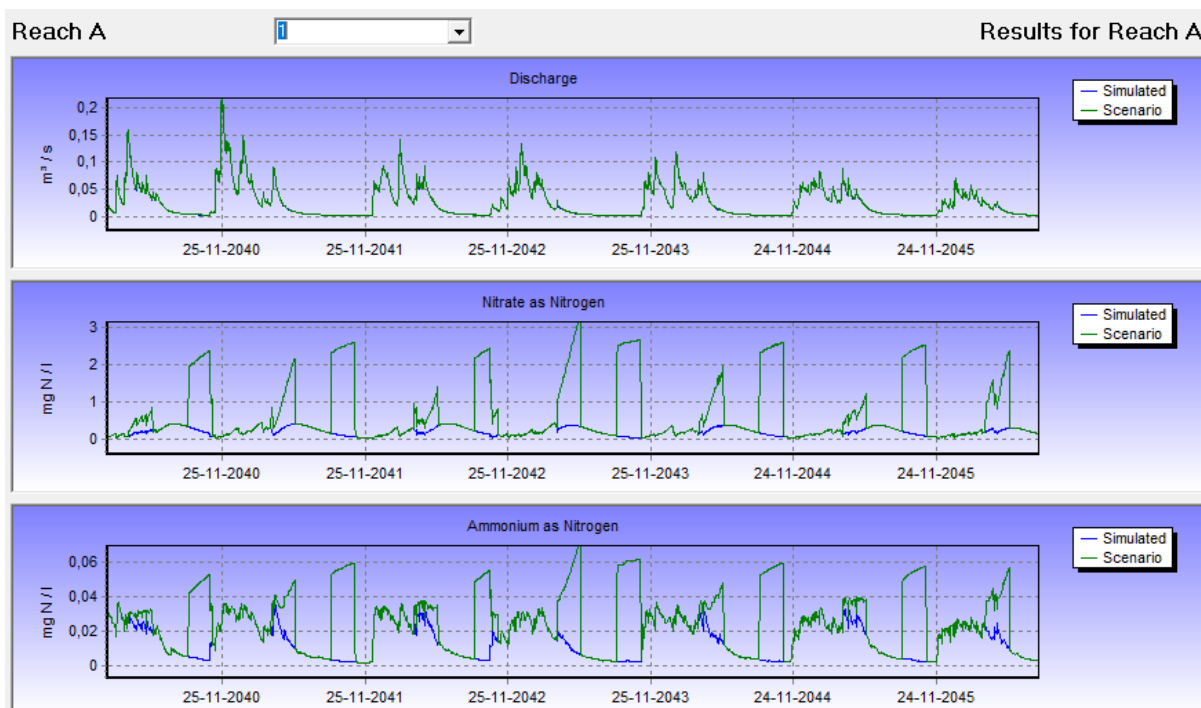
5.6.3 Osäkerhetsparametrar och känslighetsanalys

Osäkerhetsparametrar genererade i PERSiST vid kalibrering av uppmätta flöden med de modellerade flödena kan ses i Figur 50. De uppmätta flödena är från SMHI:s station Orgvät och de simulerade flödet är i delavrinningsområde B. Detta var avrinningen som togs vidare till INCA-N som indata.



Figur 50. Uppmätta flöden i SMHI:s station Orgvät i rött och flöden genererade från nederbörd och temperatur i delavrinningsområde B i blått. Osäkerhetsparametrar till höger.

Ett extremfall av höga halter ammonium-N och nitrat-N testades för att se hur känslig modellen var för höga halter i infiltrationsvattnet. De halter som användes var de högsta uppmätta halterna av nitrat-N och ammonium-N i länshållningsvattnet sedan analyserna startade. Resultatet i INCA-N kan ses i Figur 51.



Figur 51. Infiltration av maximalt uppmätta halter av nitrat och ammonium till delavrinningsområde A. Grön linje visar med infiltration och blå linje visar utan.

6. DISKUSSION

I detta avsnitt kommer resultaten att diskuteras i samma ordning som de presenterades under resultatdelen av rapporten.

6.1 KVÄVE I UTGÅNGSLÄGET

Resultaten visar att de högsta halterna av kväve i ytvatten är i de provpunkter som är kopplade till Anerån. Högst halt kan ses i provpunkten Anerån uppströms, följt av Anerån bron, sedan Anerån och Boge Viken V. Dessa ligger längs med Anerån nedströms i samma ordning. Att dessa provpunkter visar högre halter beror både på att det finns jordbruk med läckande kväve från gödsel men också att fabriken pumpar länshållningsvattnet till Anerån. Sammanflödespunkten med länshållningsvatten ligger mellan provpunkten Anerån uppström och Anerån bron. Den totala medelhalten för alla provtagningstillfällen visar att Anerån uppström har den högsta halten totalkväve, det tyder på att det är jordbruken norr om tätorten som bidrar med höga kvävehalter. Delar man dock in provtagningarna mellan sommar och vinter 2022-2023 så har Anerån bron den högsta totalhalten kväve på vintern och Anerån uppström har den högsta halten på sommaren. Detta förklaras troligtvis med att fabriken pumpar länshållningsvatten från tätorten under månaderna september-mars. De höga halterna på vintern kan också bero på att kväveavgång via denitrifikation och kväveupptag till växter är låg på vintern på grund av kylan.

De grundvattenrör som påvisat de högsta kvävehalterna är: BH80, BH1111, Oles källa, Prosthulet och BH1802J. Potentiella förklaringar till att dessa grundvattenrör visat högre halter än övriga kan vara följande:

- BH80/BH1111: Båda dessa borrhål ligger nära tåkten. BH1111 når nivån -9,5 och BH80 når nivån -6,8 vilket båda är djupare än tåkten.¹ Inläckande sprängmedel eller länshållningsvatten från tåkten som rinner ner i sprickor i berget och sedan först med grundvattnet till grundvattenrören kan vara en förklaring.
- Oles källa/Prosthulet: Båda dessa provtagningspunkter är uppträngande grundvatten ur berget. Detta grundvatten tros komma västerifrån, från Hejnum. I Hejnum finns både jordbruk och djur på bete under vissa perioder på året. Alternativt skulle enskilda avlopp kunna vara en faktor.
- BH1802J: Inga djur betar på den här platsen. Grundvattenröret är cirka två m djupt. Det är oklart vilken anledning som ligger till grund för den höga halten då VK1804 som ligger nära har stabila och lägre halter.

6.1.1 Jämförelse med miljö kvalitetsnormer

Anerån uppström har enstaka provtagningstillfällen där MKN för nitrat-N överskridits men inte i medeltal. Dessutom har Anerån uppström vid ett tillfälle överskridit den maximala tillåtna halten på 11 mg/l eftersom provtagningen visade 14 mg/l. Anerån uppström ligger innan sammanflödespunkten med länshållningsvatten och Anerån. Det betyder att tillskottet av länshållningsvatten inte bidragit till den höga halten nitrat-N i Anerån uppström. Detta indikerar att det är kväveläckage från jordbruket i Othemars norr om tåkten som bidrar till de höga halterna. Dock har länshållningsvattnet som pumpas till Anerån i medeltal varit 2,3 mg/l nitratkväve (2022-2023), vilket också ligger över MKN. Detta syns i provpunkten Anerån bron nedströms som de senare åren 2022-2023 har en nitrathalt på 2,6 mg/l på vintern (när det pumpas länshållningsvatten till ån) och 0,3 mg/l på sommaren. De högre halterna på vintern kan också bero på att kväveprocesser som växtupptag och denitrifikation är lägre under den perioden. Både Anerån bron och Anerån uppström har under 2022-2023 samma halt nitratkväve på vintern.

Anerån är klassat som en vattenförekomst enligt länsstyrelserna, vilket innebär att miljö kvalitetsnormerna är beslutande. Vikeån har ingen statusklassning och inte heller några beslutade miljö kvalitetsnormer.

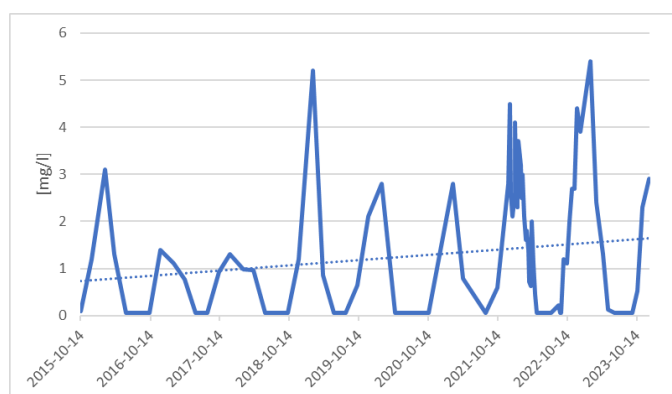
6.1.2 Trend över tid

Enligt resultaten från trendtesterna med Mann-Kendall visar det sig att det enbart i provpunkten Anerån finns en positiv trend när det kommer till totalhalten av kväve. Detta innebär att det kan förväntas högre halter av kväve i Anerån i framtiden om förutsättningarna skulle fortsätta som den analyserade perioden. Att halten enbart ökar i en provpunkt längs med Anerån, och inte i provpunkterna uppströms Anerån uppström och Anerån bron, samt nedströms i Boge Viken V, är dock osannolikt då de ligger längs med samma vattendrag. Dessutom kommer det med den nya ansökta täktverksamheten att länshållas mindre vatten till Anerån än det gjort tidigare, 17% av flödet i sammanflödespunkten jämfört med dagens 23%, vilket skapar andra förutsättningar för Anerån. Därför kan det inte dras någon slutsats om att totalkvävet kommer

¹ Gustav Tennby, Hydrogeolog WSP, mailkorrespondens 2024-04-04

att öka i framtiden utifrån Mann-Kendall-resultatet för provpunkten Anerån. I övriga provplatser varken ökar eller minskar kvävet.

Det fanns tre ämnen vid olika provpunkter som inte gick att utföra en trendanalys på med Mann-Kendall-makron. Dessa var Bøgevik V (ammonium-N), Bøgevik Ö (ammonium-N), och Anerån bron (nitrat-N). Excelberäkningsfilen visade felmeddelanden för dessa dataserier. Det berodde på att dataserierna inte följde den utformning som excel-filen var byggd för. För att undersöka om en trend kan anas gjordes en linjär regression i Excel för dataserien för nitrat-N i provpunkt Anerån bron, se Figur 52. Dataserierna i Bøgevik var båda två endast två år långa, vilket inte gör det meningsfullt att undersöka en trend för dessa. Utifrån grafen i Figur 52 kan en svag positiv trend skimta, denna trend är dock inte statistisk säkerställd.



Figur 52. Nitrat-N vid Anerån bron mellan 2015-2023, fler provtagningstillfällen inträffade under de senare åren.

Om det är en tillfällighet att nitratkvävet vid Anerån bron ser ut att öka eller om det med säkerhet kan bestämmas är tvetydigt. Dataserien skulle behöva vara längre och trenden tydligare för säga med säkerhet att det ökar.

6.1.3 Osäkerheter i mätdata och databearbetning

Alla uppmätta halter som hämtas från Eurofins databas har en mätosäkerhet mellan 10-25% vilket är i enlighet med standarden ISO 17025. Dessutom har många av provtagningarna i fält och på laboratorium gjorts av olika personer. Detta skapar utrymme för att provtagningarna gått till på lite olika sätt även om samtliga personer har samma instruktioner. Den mänskliga faktorn är alltid en källa till osäkerheter. I modellresultaten kan även ses att det provtagits på platser där det enligt modellen inte ska ha varit några flöden i vattendraget. Om detta är fallet kan provtagningen ha blivit felaktig på grund av att vattnet som provtagits varit stillastående, alternativt att modellen predikterat flödet fel.

I datan fanns det avvikande analysresultat som skulle ha en betydande påverkan på resultatet. De grundvattenrör som påvisade avvikande resultat installerades cirka en månad innan provtagningen som avvek från medelhalten för de övriga provtagningstillägena, vilket kan tyda på att resultaten kan ha påverkats av installationen. Eventuellt kan kvävehaltigt material ha följt med ner i röret. Därför valdes dessa provtagningstillfällen bort i datasammanställningen. De avvikande resultaten var 2023-01-26 för provpunkterna BH2232J och BH2233J, total-N

var 14 mg/l och 7,3 mg/l respektive. Medelvärde för total-N för övriga provtagningstillfällen för dessa provpunkter var 0,5 mg/l respektive 0,29 mg/l. Den stora skillnaden mellan de avvikande resultaten och medelvärdet för resterande provtagningstillfällen tyder också på att proven blivit störda av installationen.

Ytterligare två resultat har valts bort på grund av att den rapporterade halten nitrat-N var högre än halten total-N. Samtal har hållits med Eurofins som bekräftade att detta inte är möjligt och att ett misstag i rapporteringen av resultaten måste ha gjorts. Dessa var från provpunkterna Prosthulet 2023-06-14 och Anerån uppströms 2022-01-14.

Vattenkvaliteten i länshållningsvattnet från File hajdar-täkten har tagits fram som medelvärden för 2022-2023. Medelvärden för hela perioden som det provtagits i länshållningsvattnet ansågs bli missvisande då det innan 2022 fanns två små bassänger som höll länshållningsvattnet innan det pumpades bort till Anerån. År 2022 installerades en sedimentationsdamm i File hajdar-täkten som kan hålla mycket mer vatten än de två små bassänger som fanns där innan. Det gör att vattnet har en betydligt längre omsättningstid i sedimentationsdammen. I framtiden när infiltrationen av länshållningsvatten till Vikeåns avrinningsområde ska ske kommer ett ytterligare vattensystem att vara implementerat med ett ännu större vattenmagasin. Infiltrationen är avsedd att ske under april-maj och september-oktober men eftersom omsättningstiden kommer att vara så stor i framtiden görs bedömningen att ett medelvärde över alla månader 2022-2023 är det mest representativa halten för kväveparametrarna som kan tas fram i dagsläget.²

I Bilaga A kan alla trendanalyser som gjorts ses. Trendtesterna har i många fall gått att utföra för ammonium-N och nitrat-N men inte för totalkväve. Anledningen till detta är att totalkväve inte analyserades förrän 2023 i många provplatser. Dock har inget av de trendtest för ammonium-N och nitrat-N som gjordes kunnat visa någon trend. Att totalkväveanalyserna började analyseras sent leder också till att vissa prov (exempelvis BH80) visar ett högre medelvärde för nitrat-N än total-N i Bilaga A. Detta är inte möjligt då proverna är tagna vid samma tillfälle.

6.2 DEPOSITION

Totalkvävehalterna i Anerån och Bojsvätar är mellan en fjärdedel och hälften av vad depositionhalterna är. Det indikerar en ackumulation av kväve i området, om depositionssiffrorna kan anses pålitliga. Det betyder också att depositionsbidraget som användes i modellen kan vara något för högt, då de uppmätta halterna indikerar en lägre deposition om systemet är i jämvikt.

Allt kväve som kommer som deposition finns inte i vattendragen, utan en del tas upp av växter och en del avgår igen via denitrifikation. Det medför att det kan anses rimligt att på kort tid (mindre än ett år) är den uppmätta halten i vattendragen något lägre än den totala halten som kommer som deposition, vilket resultaten i 5.4.1 visar. Om det antas att kvävebalansen i

² Johan Larsson, Hydrogeolog Bergab, 2024-03-11

avrinningsområdet är i jämvikt, vilket innebär att på längre tid (längre än ett år) bör det infinna sig en balans mellan import av kväve via deposition och export av kväve med vattendrag från avrinningsområdet. Över en längre tid kommer det kväve som tas upp av växter sedan släppas ut igen när växten dör, och på så sätt påverkar inte växtupptag kvävebalansen.

Enligt jämförelsen i denna rapport bör alltså kväve ackumuleras i avrinningsområdet. Den slutsatsen kan inte antas vara rimlig. Det eftersom det inte kan ses en tydlig trend för ökande kväve i vattendragen på och runt File hajdar och dessutom kan obalansen mellan halterna bero på felkällor i beräkningarna. De beräknade halterna kväve i vattendragen i den jämförelse som gjordes skiljer sig åt mellan Anerån och Bojsvåtar med ungefär 100 mg N/m²/år. Det betyder att det finns en stor spridning i hur stor depositionen bör vara över området. Utöver detta är depositionshalterna som beräkningarna baseras på framtagna via interpolation och är beräknade över ett större område. De halter som uppmättes i Anerån och Bojsvåtar är punktprovplatser och tar inte ett större område i anspråk. Detta kan leda till skillnaden mellan import och export av kväve till området enligt beräkningarna.

6.3 MODELLERING

Att modellera är att göra förenklingar av verkligheten. Modeller visar inte hela verkligheten så som den såg ut, ser ut eller kommer se ut. Det är viktigt att ha med sig vid analys av modelleringsresultat. Denna modell är en konceptuell modell för att förstå kvävedynamiken på och runt File hajdar bättre.

6.3.1 Diskussion av modellresultat utan infiltration

Vid jämförelse av de uppmätta flödena i Orgvät i delavrinningsområde B och de modellerade flödena så stämmer de modellerade flödena väl överens, se osäkerhetsparametrar under avsnitt 6.3.5. Det simulerade flödet är något överskattat, se Figur 40. Eftersom det endast finns högupplösta uppmätta flöden i SMHI:s station Orgvät och inte i de andra delavrinningsområdena får jämförelse i andra delavrinningsområden göras med beräknade flöden. Vid jämförelse av de beräknade flödena som Bergab gjort i Figur 10 så ligger flödena in till Bojsvåtar i samma storleksordning som de modellerade. Men vid jämförelse av utflöde från Bojsvåtar och delavrinningsområde E så överskattar modellen flödena under vintern och underskattar flödena under sommaren.

Vad som kan ses i alla delavrinningsområden är att kvävehalternas fluktuationer följer flödet i vattendraget. När det är ett högre flöde i Vikeån, under vinterhalvåret, är det också höga halter av nitrat-N och ammonium-N som följd av låg denitrifikation och lågt växtupptag när det är kallt. På sommaren finns det knappt ett flöde alls i Vikeån. Kvävehalterna minskar gradvis från ungefär april-maj till september-oktober, varefter de sedan ökar drastiskt. Som lägst är halterna i oktober och som högst i november-februari. Detta beror på att växtsäsongen pågår från april-maj till september-oktober. Denitrifikationsprocessen går snabbare i våtare jordar (Hansen 2022). I april har infiltrationspunkten Vintersjön setts dräneras helt på en månad. Många andra områden går från att vara väldigt blöta till mycket torra under denna period på våren. Torrare jordar kommer att göra att mindre kväve avgår via denitrifikation. Dock gör varmare väder att denitrifikationsbakterier är mer aktiva, och mer kväve då kan avgå via denitrifikation

(Lindeström 2012). Dessa processer går alltså åt olika håll och sammanfaller under samma period på året. Vad som kan utläsas från resultaten är att kvävet i form av både nitrat-N och ammonium-N minskar när växtsäsongen startar, vilket tyder på att varmare väder resulterar i minskade kvävehalter trots torrare marker på denna plats.

Höga ammoniumhalter följer flödestopparna på vintern i alla delavrinningsområden. Detsamma gäller för nitratkvävehalten i delavrinningsområdena A, B och C. Nitratkvävehalterna i D och E däremot, där det finns ett inflöde av högt nitratkvävehaltigt grundvatten, har ett lite annorlunda utseende. Här syns tydligt vilka månader som det strömmar vatten upp ur grundvattenkällan Prosthulet. Här kan ses att höga nitratkvävehalter både finns under vintern men också på sommaren. Nitratkvävetopparna på sommaren beror på att inströmningen av nitratkvävehaltigt vatten från Prosthulet är högt i augusti och oktober. I oktober är nitratkvävehalten som högst i delavrinningsområde D. Samma utseende på grafen för nitratkväveflödet som i delavrinningsområde D, fast något dämpade, följer även med till delavrinningsområde E. Grundvattnet i Prosthulet tros komma västerifrån Hejnum. Här finns både betande djur under vissa delar på året och åkermark, vilket bidrar till den höga nitratkvävehalten (1,62 mg/l). Tillskottet som kommer från Prosthulet sänker de totala ammoniumhalterna i delavrinningsområde E ytterst lite enligt modellen.

6.3.2 Kalibrering

De modellparametrar som ändrats på från grundinställningen i INCA-N var hastigheten för de olika kväveprocesserna, särskilt i marktypen alvarmark som det inte fanns rekommenderade intervall för i manualen (Butterfield et al. u.å.). Dessutom ändrades a och b från formel (3) och initiala flöden och halter av ammonium-N och nitrat-N. Detta skedde genom en iterativ process för att få en så bra modellanpassning som möjligt, samtliga slutgiltiga parametrar kan ses i Bilaga C. I delavrinningsområde A följer de simulerade halterna de få uppmätta halterna relativt bra. I delavrinningsområde B ligger nästan alla uppmätta halter av nitrat-N vid rapporteringsgränsen och de uppmätta halterna av ammonium ligger som i ett kluster både under och över de simulerade halterna. Både de simulerade och de observerade halterna i B ligger dock inom samma intervall. I delavrinningsområde C, kan ses att de uppmätta halterna fluktuerar något, och att de simulerade halterna följer denna fluktuation relativt bra, se Figur 40. Vad som också kan skimras i C är att fluktuationerna för de simulerade halterna tycks vara lite förskjutna till höger, och kommer därför lite senare i tid. Det innebär att de uppmätta högsta nitratkvävehalterna infaller i februari men de simulerade infaller i april-maj, precis innan växtsäsongen har startat. Det tyder på att modellen visar att växtsäsongen startar lite senare än vad den gör i verkligheten på Gotland. Ytterligare justering av modellparametrar hade kunnat göras för att försöka få en bättre anpassning av de uppmätta halterna till ett specifikt delavrinningsområde, men risken är att anpassningen till ett annat delavrinningsområde blivit sämre.

6.3.3 Diskussion av modellresultat med infiltration

Vid infiltration i delavrinningsområde A kan ses att halterna av kväve ökar under de månader som infiltrationen sker. Ökningen ligger mellan 0,05-0,1 mg/l för nitrat-N och 0,005-0,01 mg/l för ammonium-N. Om vattnet istället är renat blir ökningen 0-0,05 mg/l för nitrat-N och 0-

0,005 mg/l för ammonium-N. Halterna som infiltreras i september-oktober påverkar något mer än vad halterna som infiltreras i april-maj gör. Detta beror på att växtsäsongen avslutas i september-oktober vilket gör att denitrifikation och växtupptag minskar. Tillskottet av länshållningsvattnet i april bidrar till att de då högsta nitratkvävehalterna på hela året blir ytterligare lite högre. Vad som dock kan diskuteras är om den högsta halten av nitrat-N ligger rätt i tiden. Eftersom att det i delavrinningsområde C kunde ses en förskjutning av de simulerade högsta halterna jämfört med de uppmätta högsta halterna. Om den högsta simulerade halten istället hade infallit tidigare på året och tillskottet från infiltrationen fortfarande kom i april-maj, skulle inte infiltrationstillskottet öka de redan då högsta halterna. Samma utseende på grafen följer, fast något dämpad, till delavrinningsområde C. I delavrinningsområde E märks knappt infiltrationen över huvud taget då utspädningseffekten från delavrinningsområde D blir så pass stor.

Värt att notera är att påverkan på kvävehalterna från grundvattenbidraget från Prosthulet är betydligt högre än vad påverkan från infiltrationen är. Detta beror på att flödena som infiltreras är så pass låga att även om halterna från infiltrationen är högre så har utspädningseffekten så pass stor inverkan att infiltrationen knappt är märkbar ju längre ned längs med vattendraget man kommer.

Alla halter av kväve i infiltrationsvattnet kommer att höja kvävehalterna i vattendraget tillfälligt, så tillvida de inte är lägre än bakgrundshalterna. Om tillskott av kvävehaltigt vatten måste göras är det bättre att göra det under växtsäsongen då kväveprocesserna renar vattnet naturligt snabbare. Det är även bättre att tillföra kvävehaltigt vatten till systemet under de månader när halterna är lägre, snarare än när halterna är som högst. Detta eftersom de då högsta halterna blir ännu högre.

Syftet med infiltrationen är att motverka en förlust av vatten till Natura 2000-områdena söder om täkten. Infiltrationenvolymererna är så pass små att de knappt är märkbara på de resulterande graferna. Det syns inte på graferna att tillskottet av vatten påverkar vattenbalansen. Vad som däremot kan ses är bidraget med nitrathaltigt vatten just där vattnet släpps. Dock kommer inte infiltrationen påverka kvävehalterna märkbart i Natura 2000. Infiltration av vatten till ytvatten ska tillsammans med andra skyddsåtgärder se till att naturen inte blir påverkad. För att avgöra om denna åtgärd uppfyller sitt syfte måste den undersökas tillsammans med övriga skyddsåtgärder. Dessutom måste det undersökas vilka kvävehalter som habitatet bedöms tåla.

6.3.4 Osäkerheter och antaganden i modellen

Eftersom samspelet mellan yt- och grundvatten på denna plats varierar väldigt mycket över året var det svårt att bestämma initiala förhållanden som kunde gälla för hela modelleringsperioden. I avrinningsmodellen i PERSiST sattes grundvattenbidraget till Vikeån till 1. Det betyder att inget vatten som kommer som nederbörd och perkolerar genom marken kommer att bidra till grundvattenbildning längre ner i markstrukturen, utan allt vatten stannar i systemet och åker ut till vattendraget. Detta förhållande gäller enbart på vinterhalvåret i Vikeåns avrinningsområde, men stämmer inte särskilt bra på sommarhalvåret.

Inflödet av ammonium-N och nitrat-N från grundvattenkällan Prosthulet är en uppskattad tidsserie utifrån enbart flödesmätningar en gång i månaden år 2023. Det antogs att flödet från en tidpunkt under en månad gällde för hela månaden och att alla år såg likadana ut. Det avdrag som gjordes för avrinningen uppströms Prosthulet är areaviktat och inte uppmätt, vilket också är en potentiell felkälla. Dessutom är kvävehalterna medelvärden från de provtagningar som gjorts i Prosthulet. Medelhalten antogs vara representativ för inflödet under hela året då inga fluktuationer kunde ses från de observerade mätningarna. Att anta att både flödet och halterna för hela modelleringsperioden är korrekta utgör ett grovt antagande, vilket potentiellt kan resultera i felaktigheter i modellen, särskilt för de år som avviker mest från 2023. Dessutom var flödesmätningarna gjorda med två olika metoder, saltutspädning och flygelmätning. Enligt bilagan med flödesmätningarna tillhörande den hydrologiska utredning som Bergab gjort ansågs saltutspädningsmetoden vara en bättre metod för majoriteten av flödesmätningarna (Larsson et al. 2023). Trots detta har resultat från flygelmätningar för januari, februari och april använts. Detta var för att få mätvärden från alla månader.

Vid jämförelse av flödesmätningarna i Prosthulet och SMHI:s uppmätta flöden i station Orgvät avviker augustimätningen som Bergab gjort. Det uppmätta flödet i SMHI:s station Orgvät från år 2023 avviker inte från övriga års augustiflöden, och flödet i augusti ligger mellan 0 och 0,01 m³/s under hela den undersökta tidsperioden, se Figur 40. Därför kan det diskuteras huruvida det höga inflödet från källan Prosthulet i augusti verkligen är representativt för den månadens flöde. Troligen bör grundvattenuppträngningen vara lägre än 0,019 m/s³ i augusti, vilket hade resulterat i lägre halter nitratkväve i augusti månad i delavrinningsområde D och E i modellen. Å andra sidan kan skillnader i flöde mellan utträngande grundvatten i Prosthulet och ytvatten i station Orgvätar uppkomma då det är vatten från olika system som mäts (grundvatten respektive ytvatten).

Förutom källan Prosthulet så finns även en annan källa med grundvattenuppträngning i delavrinningsområde D, Oles källa. Denna provplats hade också relativt höga halter av nitrat-N (0,98 mg/l i medel). Det fanns dock inga flödesmätningar från Oles källa och eftersom det är uppträngande grundvatten så kan inte flödet beräknas på något tillförlitligt sätt för det syfte som avses i denna studie. Därför exkluderades denna källa. Det kan göra att resultatet från delavrinningsområde D och E är något lägre än vad det egentligen skulle vara om nitratkvävet från Oles källa var inkluderat. Värt att tillägga är att det kan finnas andra grundvattenkällor i området som bidrar med mindre vatten och inte är kända.

Många av de observerade halterna av nitrat-N och ammonium-N låg under en rapporteringsgräns från Eurofins. Halva rapporteringsgränsen ansattes i dessa fall vilket var 0,05 mg/l för nitrat-N och 0,005 mg/l för ammonium-N. Alltså finns det inte en faktisk uppmätt halt vid dessa tillfällen. Detta kan göra att kalibreringen, särskilt för nitrat-N i avrinningsområde B och ammonium i C, blir lidande.

När tälken är fullt utbruten kommer area A vara 0,12 km² mindre än den var i utgångsläget. Detta är inte medräknat i modellen och skulle kunna bidra med att lite mindre vatten än vad som är medräknat i modellen egentligen hamnar i Bojsvätar. Infiltrationsbidraget ska

kompensera för detta bortfall men eftersom att arean är densamma genom hela modelleringsperioden så bidrar detta till en felkälla. Areaförlusten är dock liten i förhållande till tillrinningsområdets storlek.

Ingen grundvattenmodell för ämnestransport undersöktes eftersom WSP gör bedömningen att det för Natura 2000-områdena är oväsentligt vilken kemi infiltrationsvattnet har även om det finns viss uppträngning av grundvatten till ytvatten i Natura 2000-områdena. Denna grundvattenuppträngning tros komma västerifrån och inte norrifrån (Eng et al. 2023).

6.3.5 Osäkerhetsparametrar och känslighetsanalys

Osäkerhetsparametern R^2 från PERSiST var 0,43. Skalan går mellan 0-1 där 0 motsvarar en bra modellanpassning och 1 en dålig. 0,43 är under 0,5 vilket är en godtagbar modellanpassning. N-S var -1,1. Skalan går från 1 till negativ oändlighet och mer negativt motsvarar en sämre modellanpassning. -1,1 är även det godtagbart. RMSE var 0,04. Ju lägre RMSE desto bättre modellanpassning, 0,04 är lågt och bra. Till sist var RE = -83 vilket indikerar att modellen överskattar avrinningen.

Vid ökning av kvävehalterna till de maximalt uppmätta (nitrat-N = 55 mg/l och ammonium-N = 1,2 mg/l) i infiltrationvattnet ökar halterna i delavrinningsområde A. Dock ökar de endast till 1,5-2,5 mg/l för nitrat-N och 0,05-0,06 mg/l för ammonium-N. Detta beror på att infiltrationsvolymerna fortfarande var låga och utspädningseffekten blir stor. Värt att tillägga är att det i framtiden kommer att ske en utjämnningseffekt i kvävehalterna i länshållningsvattnet. Detta då ett nytt vattenmagasin kommer att anläggas som rymmer betydligt mycket mer vatten än dagens sedimentationsdamm (ca 40 ggr så mycket). Detta kommer att medföra att lägstanivåerna kommer att öka och högstanivåerna kommer att sänkas. Därför är det ej troligt att halterna kommer att uppnå 55 mg/l för nitrat-N och 1,2 mg/l för ammonium i framtiden. Sedan den nuvarande mellanstora dammen togs i drift har de högsta uppmätta halterna varit 5,5 mg/l för nitrat-N, för jämförelse.

6.4 VIDARE STUDIER

Eftersom denna plats har så stora flödesvariationer och variationer i grundvattennivåer och modellen som använts är en ytvattenmodell så blir resultaten osäkra. En mer lämplig programvara för modellering hade kunnat användas som bättre tar hänsyn till samspelet mellan yt- och grundvatten och dess årstidsvariationer. Alternativt en utförligare grundvattenmodell som komplement till ytvattenmodellen för noggrannare analys av näringsämnestransporten.

För att dra några slutsatser om nitrat kommer från jordbruk eller från länshållningsvattnet i Natura 2000-områdena skulle isotopanalyser på vattnet kunna utföras.

7. SLUTSATSER

Studien visar att de största kvävekällorna i området är omkringliggande jordbruk och länshållningsvatten från File hajdar-täkten. Länshållningen till Anerån bidrar med tillskott av kväve under de månader på året som det pumpas länshållningsvatten till ån. I grundvatten kan ses att BH80 har allra högst halter av kväve och detta tros också bero på inläckande länshållningsvatten till grundvattnet, alternativt läckage av sprängmedel. Grundvattenkällorna Prosthulet och Oles källa är bidragande källor till kväve. Troligen är jordbruk, djurhållning eller enskilda avlopp bidragande faktorer till dessa. För att säkerställa vart det kvävehaltiga vattnet kommer ifrån behöver ytterligare grundvattenstudier utföras. Ammoniumhalterna är låga över hela området och anses inte bidra till kväveproblematik. Halten nitrat-N är högre på vintern än på sommaren i samtliga ytvatten. I grundvatten kan ingen årstidsvariation ses. Ingen slutsats om ökande kvävehalter i större omfattning kan dras utifrån denna studie.

Enligt modellen kommer den planerade infiltrationen inte att påverka kvävehalterna i Natura 2000-områdena söder om täkten oavsett reningsgrad av länshållningsvattnet. Detta på grund av de låga infiltrationsvolymerna. Grundvattentillskottet från källan Prosthulet i modellen är stor och kommer med många osäkerheter. Slutligen är det värt att understryka att INCA-N är en ytvattenmodell och grundvattensituationen är komplex på platsen. Detta bidrar till osäkerheter och för att säkert avgöra kvävesituationen måste grundvattnets inverkan på platsen utredas i större omfattning.

8. REFERENSER

Aaw, J. (2023). Vattenrening vid File hajdar-täkten. AFRY på uppdrag av Heidelberg Materials Cement Sweden AB.

Askling, J. & Amnéus Mattisson, E. (2023). *Påverkan på Natura 2000-områden av kalktäkt vid Slite, Gotland*. Calluna AB.

APIS (u.å.). *Nitrogen deposition*. UK Air Pollution Information System (APIS).
https://www.apis.ac.uk/overview/pollutants/overview_n_deposition.htm [2024-02-19]

Butterfield, D., Wade, A.J. & Whitehead, P.G. (u.å.). *INCA-N v1.9 User Guide*. Aquatic Environments Research Centre, The University of Reading, Department of Geography, Reading, RG6 6AB, UK

Eng, J., Holmen, J., Burman, J., Kling Johansson, I., Lissel, P., Muller, R. & Tennby, G. (2023). *HYDROGEOLOGISK UTREDNING. Heidelberg Materials ansökan om tillstånd till täktverksamhet i Slite 2023*. WSP Sverige AB.

Eng, J., Holmén, H., Larsson, J. och Alvelid, K. (2024). *PM Ridåinjektering och Infiltration*. WSP Sverige AB. Bergab - Berggeologiska Undersökningar AB.

Ford, C. (2023) *The Wilcoxon Rank Sum Test*. University of Virginia Library.
<https://library.virginia.edu/data/articles/the-wilcoxon-rank-sum-test> [2024-03-31]

Futter, M. N., Erlandsson, M. A., Butterfield, D., Whitehead, P. G., Oni, S. K., & Wade A. J. (2014). *PERSiST: a flexible rainfall-runoff modelling toolkit for use with the INCA family of models*. Hydrol. Earth Syst. Sci., 18, 855–873.
<https://hess.copernicus.org/articles/18/855/2014/hess-18-855-2014.pdf> [2024-04-01]

Gauss, M., Bartnicki, J., Jalkanen, J-P., Nyiri, A., Klein, H., Fagerli, H. & Klimont, Z. (2021). *Airborne nitrogen deposition to the Baltic Sea: Past trends, source allocation and future projections*. Atmospheric Environment 253 (2021) 118377.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231021001965> [2024-02-19]

Granit, J. (2019). *Jordbruk och läckage av nitrat till grundvatten. Naturliga processer, odlingssystem och risk för påverkan*. Havs- och vattenmyndigheten rapport 2019:25.
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1391558/FULLTEXT01.pdf> [2023-04-08]

Hansen, S. (2022). *Dränering och dräneringsstatus, hur påverkar det utsläpp av växthusgaser?* Vatten-dagen 2022. SLU. [Opublicerad powerpoint]. Norsøk.

Havs- och vattenmyndigheten. (2020). *Kväve i sjöar och vattendrag*.
<https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik---havs--och-vattenmiljo/kvave-i-sjoar-och-vattendrag.html#h-Dataunderlagtillkvaveisjoarochvattendrag> [2023-04-08]

Heidelberg Materials. (2024a). *Slite*. <https://www.cement.heidelbergmaterials.se/sv/slite> [2024-01-31]

Heidelberg Materials. (2024b). *Så här tillverkas cement*.
<https://www.cement.heidelbergmaterials.se/sv/tillverkning-av-cement> [2024-01-31]

Hellsten, S., Dalgaard, T., Rankinen, K., Tørseth, K., Kulmala, A., Turtola, E., Moldan, F., Pira, K., Piil, K., Bakken, L., Bechmann, M. & Olofsson, S. (2017). *Nordic nitrogen and agriculture - policy, measures and recommendations to reduce environmental impact*. Nordic council of ministers. TemaNord 2017:547. <https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1135119/FULLTEXT01.pdf> [2024-02-19]

HVMFS 2019:25. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och vattenmyndigheten.

Håkansson, K. (2016). *Kvävehalter i berg Kunskapssammanställning bakgrundshalter. Fallstudie och vattenprovtagningar TASS, Äspö*. SWECO på uppdrag av Svensk Kärnbränslehantering AB. R-10-32. <https://skb.se/publikation/2483739/R-10-32.pdf> [2024-02-20]

Insee. (u.å) *Effective rainfall*. National Institute of Statistics and Economic Studies. France. <https://www.insee.fr/en/metadonnees/definition/c1784> [2024-04-02]

IVL (u.å.). *Mätningar på öppet fält*.
<https://krondroppsnetet.ivl.se/innehall/matningar/deposition/oppetfalt.4.372c2b801403903d275276c.html> [2024-02-19]

Jordbruksverket (2022a). *Övergödning och läckage av växtnäring*.
<https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring> [2024-02-19]

Jordbruksverket (2022b). *Sprida gödsel*.
<https://jordbruksverket.se/vaxter/odling/vaxtnaring/sprida-godsel#h-Spridintemerkvaveangrodanutnyttjar> [2024-02-19]

Karlsson P. E., Pihl Karlsson, G., Hellsten, S., & Akselsson, C. (2018). *Utveckling av en indikator för totalt nedfall av kväve till barrskog inom miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning*. IVL på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Nr C286.
<https://www.ivl.se/download/18.694ca0617a1de98f473d9d/1628418248369/FULLTEXT01.pdf> [2024-02-19]

Larsson, J., Alvelid, K. & Myr, E. (2023). *Hydrologisk utredning till ansökan om tillstånd till fortsatt och utökad täkt- och vattenverksamhet i Slite, Gotlands kommun*. Berggeologiska undersökningar AB.

Larsson, J. (2023) *Hydrologisk utredning till ansökan om tillstånd till fortsatt och utökad täkt- och vattenverksamhet i Slite, Gotlands kommun. Bilaga 1. Vattenbalansmodell*. Berggeologiska undersökningar AB.

Ledesma, J. & Futter, M. (2020). *Precipitation, Evapotranspiration and Runoff Simulator for Solute Transport (PERSiST). Parameter description and Calibration strategy*. Swedish university of agricultural sciences.

Lindeström, L. (2012). *KVÄVEUTSLÄPP FRÅN GRUVINDUSTRIN. Risker för miljöproblem, krav på utsläppsbergränsningar och möjliga åtgärder*. Svensk Miljökonsekvensbeskrivning AB på uppdrag av SveMin.

Länsstyrelsen Gotlands län. (2018). *Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0340103 Kallgatburg*. Diarienummer 511-3748-2017. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.2c30d6f167c5e8e7c01793/1545313306067/Kallgatburg%20SE0340103.pdf> [2024-01-31]

Länsstyrelsen Gotlands län. (2019a). *Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0340118 Bojsvåtar*. Diarienummer 511-3748-2017. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4dc15f2816a53b76de7ebd8/1557479075433/Bojsv%C3%A4tar%20SE0340118.pdf> [2024-01-31]

Länsstyrelsen Gotlands län. (2019b). *Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0340147 Hejnum Kallgate*. Diarienummer 511-3748-2017. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.4dc15f2816a53b76de7ebe8/1557479126620/Hejnum%20Kallgate%20SE0340147.pdf> [2024-01-31]

Miljödata-MVM (2024). Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Datavårdskap sjöar och vattendrag, samt Datavårdskap jordbruksmark. <https://miljodata.slu.se/mvm> / [2023-04-08].

Naturvårdsverket (u.å.). *Miljöstatistik - Mann-Kendall test*. <https://www.miljostatistik.se/mannkendall.html> [2024-03-31]

Naturvårdsverket (2022). *Bara naturlig försurning - Fördjupad utvärdering av miljömålen 2023*. Rapport 7069. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1722082/FULLTEXT01.pdf> [2024-02-19]

NIWA. (u.å.) *Soil Moisture Deficit (SMD)*. National Institute of Water and Atmospheric Research. New Zealand. <https://niwa.co.nz/climate/nz-drought-monitor/droughtindicatormaps/soil-moisture-deficit-smd> [2024-04-02]

Rankinen, K., Granlund, K., Futter, M. N., Butterfield, D., Wade, A. J., Skeffington, R., Arvola, L., Veijalainen, N., Huttunen, I. & Lepistö, A. (2013). *Controls on inorganic nitrogen leaching from Finnish catchments assessed using a sensitivity and uncertainty analysis of the INCA-N model*. Boreal Environment Research, vol. 18, no. 5, pp. 373-386. <https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/1bbf021e-e6b1-46cd-8f67-3c6058ea4b27/content> [2024-04-02]

Siesing, P. (2023). *MKB för tillståndsansökan för kalkbrytning i Slite. Bilaga A. Teknisk beskrivning*. Sweco.

SLU (2023). *Organiska gödselmedel*. <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/ekoforsk/projekt-2005/organiska-godselsmedel-kvavemineralisering/> [2024-02-19]

SLU Artdatabanken. (2024). *Rikkärr – våra artrikaste myrar*. Sveriges Lantbruksuniversitet. <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/Dagens-natur/rikkarr-vara-artrikaste-myrar/> [2024-01-31]

SMHI (2024). *Fördjupad klimantscenariotjänst*. <https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/fordjupade-klimatscenarier> [2024-04-19]

SMHI (2017). *Luft*. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/luft-1.6034> [2024-02-19]

Sveriges miljömål. (2020). *Sveriges 16 miljökvalitetsmål*. Naturvårdsverket, Boverket, Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket, Kemikalieinspektionen, Skogsstyrelsen, Sveriges geologiska undersökning, Strålsäkerhetsmyndigheten samt länsstyrelserna. <https://www.sverigesmiljomal.se/> [2024-04-04]

Sörngård, P. (2024). *Miljökvalitetsnormer för vatten och hav*. Svenskt vatten. <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/utslapp-och-recipient/miljokvalitetsnormer/> [2024-04-04]

Veettil, A. V., Green, T. R., Kipka, H., Arabi, M., Lighthart, N., Mankin, K. & Clary, J. (2021) *Fully distributed versus semi-distributed process simulation of a highly managed watershed with mixed land use and irrigation return flow*. Colorado State University, Department of Civil and Environmental Engineering. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364815221000438> [2023-03-25]

Wade, A. J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W. W., Raat, K.J., Whitehead, P. G., Butterfield, D., Rankinen, K. & Lepisto, A. (2002). *A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations*. Hydrology and Earth System Sciences, 6(3), 559–582. <https://hess.copernicus.org/articles/6/559/2002/hess-6-559-2002.pdf> [2024-04-09]

Zaiontz, C. (2024). *Real statistics using excel - Mann-Kendall Test*. <https://real-statistics.com/time-series-analysis/time-series-miscellaneous/mann-kendall-test/> [2024-03-31]

Bilaga A

Trendtest: Mann-Kendall
+ Signifikant positiv trend
- Signifikant negativ trend
Ingen Ingen statistisk signifikant trend
För få data För få antal provtagningstillfällen
(<10 eller enbart under 1 år)
Gick ej Mann-Kendall test gick ej att utföra

Ytvatten
Grundvatten i jord
Grundvatten i berg

Provpunkt	År för provtagning	Antal prover	Ammonium-N [mg/l]				Nitrat-N [mg/l]				Total-N [mg/l]			
			Medel	Min	Max	Trend	Medel	Min	Max	Trend	Medel	Min	Max	Trend
Anerån	2015-2023	44	0,029	0,005	0,19	Ingen	1,3	0,05	4,1	Ingen	1,86	0,45	4,70 + (p = 0,02)	
Anerån bron	2015-2023	92	0,075	0,005	0,43	Ingen	1,3	0,05	5,4	Gick ej	1,90	0,42	5,70 Ingen	
Anerån uppström	2019-2023	55	0,33	0,005	10,00	Ingen	1,6	0,05	6,9	Ingen	2,64	0,57	14,00 Ingen	
Bogeviken V	2022-2023	15	0,077	0,005	0,24	Gick ej	0,40	0,05	2,1	Ingen	1,10	0,50	2,60 Ingen	
Bogeviken Ö	2022-2023	16	0,067	0,005	0,31	Gick ej	0,14	0,05	0,84	Ingen	0,63	0,26	2,00 Ingen	
Bojsvåtar	2015-2023	42	0,015	0,005	0,11	Ingen	0,14	0,05	1,3	Ingen	0,51	0,22	1,70 Ingen	
Orgvåt/SMHI	2020-2023	16	0,021	0,005	0,09	Ingen	0,057	0,05	0,16	Ingen	0,43	0,32	0,60 För få data	
VF-1	2022-2023	9	0,008	0,005	0,02	För få data	0,18	0,05	0,28	För få data	0,44	0,35	0,53 För få data	
Östersjön N	2022-2023	16	0,031	0,010	0,08	Ingen	0,050	0,05	0,05	Ingen	0,28	0,18	0,42 Ingen	
Östersjön S	2022-2023	16	0,032	0,005	0,16	Ingen	0,050	0,05	0,05	Ingen	0,29	0,17	0,50 Ingen	
BH1801J	2023	3	0,007	0,005	0,01	För få data	0,29	0,05	0,60	För få data	0,64	0,53	0,87 För få data	
BH1802J	2023	6	0,048	0,005	0,26	För få data	1,3	0,16	2,00	För få data	1,55	0,59	2,40 För få data	
BH1905J	2019-2023	14	0,030	0,005	0,25	Ingen	0,43	0,05	1,10	Ingen	0,60	0,23	1,10 För få data	
BH1906J	2019-2023	11	0,040	0,005	0,34	Ingen	0,27	0,05	0,99	Ingen	0,59	0,38	1,20 För få data	
BH2210J	2023	10	0,020	0,005	0,047	För få data	0,11	0,05	0,24	För få data	0,46	0,3	1 För få data	
BH2231J	2023	9	0,029	0,005	0,17	För få data	0,38	0,05	1,1	För få data	0,66	0,32	1,2 För få data	
BH2232J	2023	7	0,046	0,005	0,16	För få data	0,23	0,05	1,2	För få data	0,5	0,19	1,4 För få data	
BH2233J	2023	8	0,016	0,005	0,03	För få data	0,073	0,05	0,17	För få data	0,29	0,21	0,35 För få data	
VK1801 (V1)	2020-2023	13	0,031	0,005	0,11	Ingen	0,05	0,05	0,05	Ingen	0,46	0,28	0,6 För få data	
VK1802 (V2)	2020-2023	13	0,032	0,005	0,15	Ingen	0,05	0,05	0,05	Ingen	0,26	0,18	0,45 För få data	
VK1803 (V3)	2020-2023	10	0,025	0,005	0,099	Ingen	0,16	0,05	0,57	Ingen	0,55	0,36	0,69 För få data	
VK1804 (V4)	2020-2023	11	0,023	0,005	0,072	Ingen	0,17	0,05	0,39	Ingen	0,48	0,37	0,6 För få data	
VK2221 (RK1)	2023	6	0,017	0,005	0,041	För få data	0,10	0,05	0,28	För få data	0,47	0,32	0,55 För få data	
VK2222 (RK2)	2021-2023	12	0,037	0,005	0,13	Ingen	0,06	0,05	0,17	Ingen	0,37	0,3	0,51 För få data	
VK2223 (RK3)	2021-2023	12	0,076	0,005	0,49	Ingen	0,057	0,05	0,13	Ingen	0,34	0,24	0,51 För få data	
VK2225	2023	1 -	0,019	0,019	0,019	För få data	-	0,05	0,05	För få data	-	0,28	0,28 För få data	
VK2226	2023	1 -	0,025	0,025	0,025	För få data	-	0,05	0,05	För få data	-	0,3	0,3 För få data	
VK2227	2023	2	0,005	0,005	0,005	För få data	0,17	0,13	0,21	För få data	0,44	0,34	0,54 För få data	
VK2230	2023	5	0,009	0,005	0,018	För få data	0,14	0,05	0,32	För få data	0,46	0,31	0,72 För få data	
VK2234	2023	6	0,045	0,005	0,11	För få data	0,15	0,05	0,24	För få data	0,68	0,41	0,94 För få data	
BH1111	2022-2023	13	0,085	0,005	0,5	Ingen	0,54	0,05	1,3	Ingen	0,77	0,14	2 För få data	
BH1801	2022-2023	16	0,009	0,005	0,031	Ingen	0,16	0,05	0,36	Ingen	0,29	0,16	0,49 För få data	
BH1802	2022-2023	15	0,055	0,005	0,26	Ingen	0,14	0,05	0,22	Ingen	0,26	0,15	0,56 För få data	
BH2001	2022-2023	15	0,031	0,005	0,13	Ingen	0,056	0,05	0,14	Ingen	0,19	0,13	0,25 För få data	
BH2004	2023	9	0,13	0,1	0,19	För få data	0,05	0,05	0,05	För få data	0,20	0,15	0,3 För få data	
BH2006	2023	12	0,18	0,005	1,1	För få data	0,057	0,05	0,13	För få data	0,48	0,26	1,4 För få data	
BH2007 (övre del)	2023	9	0,32	0,31	0,36	För få data	0,05	0,05	0,05	För få data	0,36	0,34	0,39 För få data	
BH2011	2021-2023	9	0,066	0,005	0,33	För få data	0,11	0,05	0,24	För få data	0,45	0,28	0,66 För få data	
BH2012	2021-2023	10	0,016	0,005	0,064	Ingen	0,05	0,05	0,05	Ingen	0,38	0,26	0,6 För få data	
BH2206	2023	11	0,22	0,15	0,27	För få data	0,05	0,05	0,05	För få data	0,49	0,33	0,65 För få data	
BH2208	2023	11	0,022	0,005	0,064	För få data	0,12	0,05	0,22	För få data	0,35	0,085	1 För få data	
BH80	2014-2023	33	0,058	0,005	0,68	Ingen	2,9	0,05	9,4	Ingen	2,5	0,19	4 För få data	
BH86	2022-2023	13	0,016	0,005	0,054	Ingen	0,11	0,05	0,46	Ingen	0,26	0,18	0,62 För få data	
Källa vid järnvägsbank	2022-2023	12	0,008	0,005	0,025	Ingen	0,40	0,21	0,77	Ingen	0,48	0,29	0,79 För få data	
Laxare 1:49	2022-2023	4	0,094	0,022	0,16	För få data	0,11	0,05	0,2	För få data	0,26	0,24	0,29 För få data	
Laxare 1:52	2021-2023	7	0,12	0,005	0,24	För få data	0,069	0,05	0,18	För få data	0,23	0,22	0,24 För få data	
Oles källa	2023	3	0,024	0,005	0,056	För få data	0,98	0,34	1,4	För få data	1,2	0,73	1,5 För få data	
Prosthulet	2020-2023	14	0,011	0,005	0,028	Ingen	1,6	1,0	2,2	Ingen	1,9	1,7	2,6 För få data	

Bilaga B

Provpunkt	2022-2023				2022-2023				2022-2023			
	Ammonium-N [mg/l]				Nitrat-N [mg/l]				Total-N [mg/l]			
	Medel		Max		Medel		Max		Medel		Max	
	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter
Ytvatten												
Grundvatten i jord												
Grundvatten i berg												
Anerån	0,070	0,035	0,19	0,061	0,2975	2,12	0,85	3,7	0,88	2,6	1,3	4,5
Anerån bron	0,097	0,064	0,43	0,15	0,30	2,6	2,0	5,4	1,6	3,3	2,7	5,7
Anerån uppstöm	0,21	0,10	0,83	0,36	0,76	2,6	2,5	5,9	1,7	3,1	4,2	6,4
Bogeviken V	0,056	0,11	0,099	0,24	0,18	0,73	0,05	2,1	0,82	1,4	1,4	2,6
Bogeviken Ö	0,048	0,093	0,077	0,31	0,05	0,25	0,05	0,84	0,36	0,90	0,45	2,0
Bojsvätar	0,005	0,005	0,005	0,005	0,07	0,31	0,13	0,25	0,35	0,44	0,39	0,6
Orgvåt/SMHI	0,015	0,018	0,05	0,04	0,068	0,05	0,16	0,05	0,44	0,42	0,6	0,55
VF-1	0,014	0,005	0,024	0,005	0,22	0,14	0,27	0,28	0,39	0,44	0,39	0,53
Östersjön N	0,034	0,027	0,078	0,039	0,05	0,05	0,05	0,05	0,24	0,31	0,31	0,42
Östersjön S	0,023	0,044	0,06	0,16	0,05	0,05	0,05	0,05	0,24	0,33	0,34	0,5
BH1801J		0,007		0,011		0,29		0,6		0,64		0,87
BH1802J		0,048		0,26		1,3		2		1,5		2,4
BH1905J	0,013	0,008	0,040	0,25	0,28	0,47	1,1	0,89	0,50	0,66	1,0	1,1
BH1906J	0,008	0,006	0,024	0,34	0,13	0,45	0,3	0,99	0,44	0,75	0,49	1,2
BH2210J	0,021	0,017	0,047	0,039	0,12	0,11	0,24	0,24	0,38	0,43	0,48	0,59
BH2231J	0,044	0,009	0,17	0,016	0,15	0,67	0,42	1,1	0,50	0,86	0,7	1,2
BH2232J	0,029	0,053	0,047	0,4	0,05	0,30	0,05	1,2	0,32	0,57	0,45	1,4
BH2233J	0,015	0,016	0,022	0,064	0,05	0,092	0,05	0,17	0,27	0,30	0,35	0,35
VK1801	0,064	0,015	0,11	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,44	0,47	0,6	0,58
VK1802	0,040	0,031	0,15	0,12	0,05	0,05	0,05	0,05	0,32	0,24	0,45	0,28
VK1803	0,009	0,037	0,016	0,099	0,05	0,23	0,05	0,57	0,39	0,63	0,41	0,69
VK1804	0,035	0,023	0,047	0,072	0,14	0,20	0,15	0,39	0,38	0,52	0,38	0,6
VK2221	0,020	0,014	0,041	0,033	0,077	0,13	0,13	0,28	0,51	0,42	0,55	0,54
VK2222	0,044	0,034	0,044	0,1	0,074	0,05	0,17	0,05	0,39	0,35	0,51	0,46
VK2223	0,069	0,012	0,18	0,033	0,066	0,05	0,13	0,05	0,41	0,29	0,51	0,39
VK2225	0,019		0,019		0,05		0,05		0,28		0,28	
VK2226	0,025		0,025		0,05		0,05		0,30		0,3	
VK2227	0,005	0,005	0,005	0,005	0,13	0,21	0,13	0,21	0,34	0,54	0,34	0,54
VK2230	0,008	0,009	0,011	0,018	0,05	0,19	0,05	0,32	0,35	0,54	0,39	0,72
VK2234	0,089	0,036	0,089	0,11	0,05	0,17	0,05	0,24	0,51	0,71	0,51	0,94
BH1111	0,033	0,13	0,093	0,5	0,38	0,69	1,3	1	0,56	1,0	1,3	2,0
BH1801	0,008	0,009	0,031	0,019	0,085	0,23	0,21	0,36	0,20	0,39	0,3	0,49
BH1802	0,059	0,052	0,26	0,1	0,13	0,14	0,2	0,22	0,29	0,23	0,56	0,3
BH2001	0,050	0,018	0,13	0,036	0,05	0,06	0,05	0,14	0,19	0,20	0,23	0,25
BH2004	0,13	0,12	0,19	0,15	0,05	0,05	0,05	0,05	0,22	0,16	0,3	0,18
BH2006	0,32	0,047	1,1	0,16	0,05	0,063	0,05	0,13	0,57	0,38	1,4	0,42
BH2007	0,33	0,32	0,36	0,33	0,05	0,05	0,05	0,05	0,36	0,36	0,37	0,39
BH2011	0,080	0,059	0,17	0,005	0,05	0,14	0,12	0,24	0,32	0,52	0,41	0,66
BH2012	0,012	0,019	0,03	0,02	0,05	0,05	0,05	0,05	0,40	0,36	0,6	0,42
BH2206	0,22	0,22	0,27	0,26	0,05	0,05	0,05	0,05	0,50	0,47	0,65	0,64
BH2208	0,020	0,024	0,041	0,064	0,093	0,15	0,14	0,22	0,36	0,35	1,0	0,39
BH80	0,020	0,031	0,053	0,19	1,8	2,7	3,3	3,9	1,9	3,0	4,0	4,0
BH86	0,022	0,011	0,054	0,031	0,16	0,063	0,46	0,14	0,28	0,24	0,62	0,31
Källa vid järnvägsbank	0,011	0,006	0,025	0,013	0,33	0,46	0,61	0,77	0,41	0,55	0,74	0,79
Laxare 1:49	0,071	0,12	0,12	0,16	0,13	0,095	0,2	0,14	0,27	0,24	0,29	0,24
Laxare 1:52	0,082	0,19	0,13	0,24	0,093	0,05	0,18	0,05	0,23	0,23	0,24	0,23
Oles källa	0,005	0,034		0,056	1,4	0,77		1,4	1,5	1,1		1,5
Prosthulet	0,013	0,009	0,028	0,22	1,6	1,8	1,7	2,2	1,8	2,0	1,9	2,6

Bilaga C

Provpunkt	Wilcoxon rank sum test: Statistisk signifikant skillnad mellan sommar och vinter för alla provtagningstillfällen (oparad data)						Ytvatten
	Ammonium-N	p-värde	Nitrat-N	p-värde	Total-N	p-värde	Grundvatten i jord
							Grundvatten i berg
Anerån	Nej		Ja	0.004951	Ja	0.01221	
Anerån bron	Nej		Ja	1.36e-12	Ja	1.291e-09	
Anerån uppstöm	Nej		Ja	1.001e-06	Ja	0.001674	
Bogeviken V	Nej		Ja	0.00721	Nej		
Bogeviken Ö	Nej		Ja	0.04353	Nej		
Bojsvåtar	Nej		Ja	0.04541	Nej		
Orgvät/SMHI	Nej		Nej		Nej		
VF-1	Nej		Nej		Nej		
Östersjön N	Nej		Nej		Nej		
Östersjön S	Nej		Nej		Ja	0.005386	
BH1801J	För få data -----						
BH1802J	För få data -----						
BH1905J	Nej		Nej		Nej		
BH1906J	Nej		Nej		Nej		
BH2210J	Nej		Nej		Nej		
BH2231J	Nej		Nej		Nej		
BH2232J	Nej		Nej		Nej		
BH2233J	Nej		Nej		Nej		
VK1801	Nej		Nej		Nej		
VK1802	Nej		Nej		Nej		
VK1803	Nej		Nej		Nej		
VK1804	Nej		Nej		Nej		
VK2221	För få data -----						
VK2222	Nej		Nej		Nej		
VK2223	Nej		Nej		Nej		
VK2225	För få data -----						
VK2226	För få data -----						
VK2227	För få data -----						
VK2230	Nej		Nej		Nej		
VK2234	För få data -----						
BH1111	Nej		Nej		Nej		
BH1801	Nej		Ja	0.01839	Ja	0.03035	
BH1802	Nej		Nej		Nej		
BH2001	Nej		Nej		Nej		
BH2004	Nej		Nej		Nej		
BH2006	Nej		Nej		Nej		
BH2007	Nej		Nej		Nej		
BH2011	Nej		Nej		Nej		
BH2012	Nej		Nej		Nej		
BH2206	Nej		Nej		Nej		
BH2208	Nej		Nej		Nej		
BH80	Nej		Nej		Nej		
BH86	Nej		Nej		Nej		
Källa vid järnvägsbank	Nej		Nej		Nej		
Laxare 1:49	För få data -----						
Laxare 1:52	Nej		Nej		För få data		
Oles källa	För få data -----						
Prosthulet	Nej		Nej		Nej		

Bilaga D

I Tabell D.1 visas de slutgiltigt använda parametrarna i INCA-N. Det finns fler förinställda modellparametrar som ej visas i tabellen. De rekommenderade intervallen för parametrarna är hämtade från manualen för modellen (Butterfield et al. u.å.).

Tabell D.1. Slutgiltiga parametrar använda i modellen. Endast de mest relevanta parametrarna presenteras. Alvarmark finns inte med i INCA-N, därför finns inga rekommenderade värden för den marktypen.

Parameter		Enhet	Rekommenderat intervall	Värde
Initial flow		m ³ /s	0,0-2,0	0,01
Initial nitrate		mg N/l	0,0-10,0	0,5
Initial ammonium		mg N/l	0,0-2,0	0,1
a		/m ²	0,001-0,2	0,2
b		-	0,3-0,99	0,67
Base flow index		-	0,0-1,0	0,2
Fixation rate		kg N/ha/day	0,0-0,0001	0
Mineralisation rate		kg N/ha/day	1,0-292,0	1
Denitrification rate		m/day	0,01-19,0	0,1
Skog	Nitrification rate	m/day	1,0-54,0	1
	Immobilisation rate	m/day	0,0-0,1	0,01
	Nitrate uptake rate	m/day	0,0-162,0	0,02
	Ammonium uptake rate	m/day	0,0-162,0	0,002
	Growth period	days	0,0-366,0	365
Våtmark	Nitrification rate	m/day	1,0-54,0	1
	Immobilisation rate	m/day	0,0-0,1	0,05
	Nitrate uptake rate	m/day	0,0-162,0	0,02
	Ammonium uptake rate	m/day	0,0-162,0	0,002
	Growth period	days	0,0-366,0	142
Alvarmark	Nitrification rate	m/day	-	0,05
	Immobilisation rate	m/day	-	0,004
	Nitrate uptake rate	m/day	-	0,02
	Ammonium uptake rate	m/day	-	0,002
	Growth period	days	-	142
Jordbruksmark	Nitrification rate	m/day	1,0-54,0	10
	Immobilisation rate	m/day	0,0-0,1	0,004
	Nitrate uptake rate	m/day	0,0-162,0	0,1
	Ammonium uptake rate	m/day	0,0-162,0	0,1
	Growth period	days	0,0-366,0	365