

Spårämnesförsök med nitrat för bedömning av spridning och uppehållstid vid återinfiltration av grundvatten

Alexandra Sjunnesson

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 429
(15 hp/ECTS credits)



Spårämnesförsök med nitrat för bedömning av spridning och uppehållstid vid återinfiltration av grundvatten

Kandidatarbete
Alexandra Sjunnesson

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2015

Innehåll

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1 Inledning | 5 |
| 2 Syfte | 5 |
| 3 Målsättning | 5 |
| 4 Bakgrund | 5 |
| 4.1 Dricksvattenkvalitet | 5 |
| 4.2 Konstjord grundvattenbildning | 6 |
| 4.3 Spårämnesförsök | 6 |
| 4.4 Val av spårämne | 7 |
| 4.5 Vattenanläggningen Galgbacken | 8 |
| 5 Geologi | 11 |
| 5.1 Jordlager och berggrund | 11 |
| 5.2 Hydrogeologi | 13 |
| 5.3 Strömningsbilden | 14 |
| 6 Metod/tillvägagångssätt | 14 |
| 6.1 Spårämnesförsök | 14 |
| 7 Resultat | 15 |
| 8 Diskussion | 16 |
| 8.1 Tolkning av trender i genombrottskurvor | 16 |
| 8.2 Tolkning av uppehållstid och strömningshastigheter | 17 |
| 8.3 Tolkning av strömningsriktning | 18 |
| 8.4 Förväntad transporttid | 19 |
| 8.5 Jämförelse med beräknade strömningshastigheter och transporttider | 22 |
| 8.6 Utvärdering av metoden och diskussion av checklista | 22 |
| 9 Slutsatser | 25 |
| 9.1 Checklista för att spårämnesförsök med nitrat ska fungera vid återinfiltration i isälvsavlagring | 25 |
| 10 Tack | 26 |
| 11 Referenser | 26 |
| 11.1 Bilder | 27 |
| 12 Bilagor | 28 |
| 12.1 Bilaga 1 | 28 |

Spårämnesförsök med nitrat för bedömning av spridning och uppehållstid vid återinfiltration av grundvatten

ALEXANDRA SJUNNESSON

Sjunnesson, A., 2015: Spårämnesförsök med nitrat för bedömning av spridning och uppehållstid vid återinfiltration av grundvatten. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 429, 20 sid. 15 hp.

Sammanfattning: På Galgbackens vattenanläggning i Hässleholm tillämpas bassängsinfiltration genom återinfiltration av grundvatten i en isälvsavlagring. Syftet är att kunna leverera dricksvatten med god kvalitet till konsumenterna. Grundvattnet tas från brunnar i Ignaberga och Tyringe och återinfiltreras i isälvsavlagringen. Syftet med detta examenarbete är att genom en spårämnesstudie undersöka uppehållstid och spridning för det återinfiltrerade grundvattnet från dammarna ner till uttagsbrunnarna. Metoden grundar sig på att ett av de grundvatten som återinfiltreras i Galgbacken har en kraftigt förhöjd nitrathalt. Nitraten används i denna studie som spårämne genom att en ökad andel vatten med förhöjd nitrathalt förs på infiltrationsanläggningen i en puls med varaktighet på ca en vecka. Provtagning sker kontinuerligt i fem veckor i en av infiltrationsdammarnas utkastare och i alla nio uttagsbrunnar. Förändring av nitrathalt undersöks med hjälp av analys av nitrat, NO_3 , med en spektrofotometer. Genombrottskurvor konstrueras utifrån nitralthalterna för att detektera hur snabbt och hur mycket pulsen slår igenom i de olika brunnarna. Förväntad uppehållstid ligger på mellan tre veckor till tre månader enligt tidigare undersökningar. De uttagsbrunnar på kortast avstånd från de under spårämnesförsöket använda infiltrationsbassängerna samt de brunnar med högst gradient förväntas ha kortast uppehållstid.

Studien visar att uppehållstiden för de närmst belägna uttagsbrunnarna kan vara så kort som mindre än en vecka, jämfört med tidigare undersökningar på tre veckor. Överlag erhålls rimliga resultat av uppehållstid och strömningshastigheter för det infiltrerade vattnet, efter jämförelse med beräkningar med Darcy's lag. Av de åtta uttagsbrunnar som förväntades ha kortast uppehållstid, stämmer detta överens för en brunn. Haltökningarna av nitrat är mycket små på genombrottskurvorna och även mätfrekvensen gör att förändringarna är svårtolkade. För de mest avlägsna brunnarna kan dessutom en längre mätperiod på uppemot tre månader behövas för att detektera förändringarna och kunna tolka uppehållstid och strömningsvägar. Slutligen kan det dock konstateras att denna korta mätserie är tillräcklig för undersökning av uppehållstiden för de mest närbelägna uttagsbrunnarna.

Nyckelord: Spårämnesförsök, nitrat, återinfiltration, infiltration, isälvsavlagring, hydrogeologi, grundvatten, spridning, uppehållstid, Galgbacken, Hässleholm

Handledare: Per-Åke Nilsson, Hässleholms Vatten AB, Hans Jeppsson, Geologiska institutionen, Lunds universitet

Ämnesinriktning: Kvärtärgeologi

Alexandra Sjunnesson, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige.
E-post: alexandra.sjunnesson@hotmail.com

Tracer test with nitrate for assessment of dispersion and retention upon re-infiltration of groundwater

ALEXANDRA SJUNNESSON

Sjunnesson, A., 2015: Tracer test with nitrate for assessment of dispersion and retention upon re-infiltration of groundwater. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 429, 20 pp. 15 hp (15 ECTS credits) .

Abstract: Galgbacken water plant in Hässleholm is applying basin infiltration by re- infiltrating groundwater into a glaciofluvial deposit. The purpose is to supply drinking water with good quality to the consumers. Groundwater is pumped from wells in Ignaberga and Tyringe and re- infiltrated into the glaciofluvial deposit. The aim with this thesis is to examine retention and dispersion of the re- infiltrated ground water from the dams down to the extraction wells by the use of a tracer test. The method is based on the condition that the groundwater being pumped from one of the wells and re-infiltrated into Galgbacken has a greatly elevated nitrate level. The nitrate is used in this study as a tracer by adding an increased proportion of the water with elevated nitrate levels to the infiltration facility in a pulse of about one week. Sampling is done continuously for five weeks in one of the infiltration dams and in all nine extraction wells. Change in concentration of nitrates is examined using analysis of nitrate, NO₃, with a spectrophotometer. Breakthrough curves are constructed based on nitrate levels to detect how fast and how much the pulse is reflected in the different wells. Expected retention time is between three weeks to three months according to previous studies. The extraction wells in the shortest distance of the infiltration basins used in this tracer test and the wells with a maximum gradient are expected to have the shortest retention time.

The study shows that the retention time of the closest located extraction wells can be as short as less than a week, compared with previous surveys showing three weeks. Obtained results of retention time and flow rates of the infiltrated water, are overall realistic after the comparison with calculations using Darcy's law. Of the eight extraction wells that were expected to have the shortest retention time, this is accurate for one well. The increases in nitrate concentrations are very small on the breakthrough curves and moreover the measurement frequency makes the changes difficult to interpret. For the most distant wells a longer measurement period of up to three months could be needed to detect the change and to be able to interpret retention time and flow paths. Finally, it can be stated that this short series of measurements is sufficient to study the retention time of the most proximal extraction wells.

Keywords: Tracer test, nitrate, re-infiltration, infiltration, glaciofluvial deposit, hydrogeology, groundwater, distribution, retention, Galgbacken, Hässleholm

Supervisor(s): Per-Åke Nilsson, Hässleholms Vatten AB, Hans Jeppsson , Department of Geology, Lund University

Subject: Quaternary Geology

*Alexandra Sjunnesson, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden.
E-mail: alexandra.sjunnesson@hotmail.com*

1 Inledning

Vattnet som kommer i våra kranar måste vara rent och fritt från hälsoskadliga ämnen. Enligt Livsmedelsverkets föreskrifter SLVFS 2001:30 ska dricksvattnet till och med vara hälsosamt. Vattenverken som producerar dricksvatten till stora delar av Sveriges befolkning behöver därför följa vissa riktlinjer och lagar för att försäkra sig om att vattnet inte innehåller hälsoskadliga ämnen då det når allmänheten. Lagar om dricksvattenkvaliteten och andra regler som gäller för storskalig vattenförsörjning, exempelvis kommunalt vatten, tas fram inom EU och Livsmedelsverket för in det i svensk lagstiftning. Bland annat finns gränsvärden uppsatta för olika ämnen som kan förekomma i ett grundvatten som blir till dricksvatten. (Livsmedelsverket 2014).

2 Syfte

Syftet med detta kandidatarbete är att genom en spårämnesstudie undersöka uppehållstid och spridning för återinfiltrerat grundvatten på Galgbackens vattentäkt i Hässleholms tätort. I dagsläget utför Hässleholms Vatten modelleringar grundad på nivåmätningar för att undersöka hur vattnet fördelas mellan uttagsbrunnarna. Arbetet ska ge ett komplement till modelleringarna för att ge bättre kunskap om hur vattnet i Galgbacken rör sig. Denna kunskap är viktig för att upptäcka eventuella inströmningsområden och därmed potentiella föroreningskällor. Vatten ska exempelvis inte kunna komma in från den närliggande begravningsplatsen och förorena täkten. Information om vattnets spridning är även användbart då man vill anlägga nya uttagsbrunnar.

3 Målsättning

- Uppskatta uppehållstid för infiltrerat vatten fram till olika uttagsbrunnar.
- Bedöma strömningsvägar och strömningshastighet med utgångspunkt från nitrathalt i uttagsbrunnar. Hänsyn tas till volym infiltrerat vatten och uttagen volym.
- Utvärdera metodens användbarhet. Ställa upp en checklista på vad som behöver vara uppfyllt för att metoden ska fungera.

4 Bakgrund

4.1 Dricksvattenkvalitet

Ett antal uppsatta gränsvärden ska vara uppfyllda för att dricksvattnet ska anses ha god kvalitet. För att säkerställa att dessa kriterier följs genomförs regelbundna undersökningar av vattnet. Till exempel undersöks om dricksvattnet innehåller mikroorganismer, såsom bakterier, och dessutom görs kemiska analyser på dricksvattnet (Livsmedelsverket 2013a). Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS

2001:30) innefattar krav bland annat beträffande beredning, egenkontroll, åtgärder vid försämrad dricksvattenkvalitet och kvalitetskrav i form av gränsvärden. Reglerna måste följas av vattenverk som hanterar mer än 10 m³ dricksvatten per dygn eller som levererar dricksvatten till fler än 50 personer (Livsmedelsverket 2013b).

Dricksvattnet får exempelvis inte innehålla sjukdomsframkallande mikroorganismer. Om det förekommer förhöjda halter av koliforma bakterier i dricksvattnet kan det indikera att vattenverkets processer inte fungerar korrekt eller att ytvatten förorenat uttagsbrunnarna. Exempel på hälsoskadliga ämnen är radon, fluorid, tungmetaller och organiska ämnen som bensen. Dessutom ska inte bekämpningsmedel påträffas i dricksvatten (Livsmedelsverket 2013a).

4.2 Konstgjord grundvattenbildning

I Sverige utgörs ungefär hälften av allt grundvatten som används i de allmänna vattentäkterna av grundvatten bildat på konstgjord väg. Genom konstgjord grundvattenbildning, som innebär infiltration av ytvatten, förstärks den naturliga grundvattenbildningen, för att få bättre vattenkvalitet och minska användandet av kemikalier. Inducerad infiltration och bassängsinfiltration är vanligast. Inducerad infiltration innebär att grundvattnet avsänks invid ett vattendrag eller en sjö så att det skapas ett läckage av ytvatten till grundvattenmagasinet. Bassängsinfiltration innebär att ytvatten pumpas till bassänger, som till exempel kan ligga uppe på en rullstensås. Vattnet infiltrerar sedan ner och bildar grundvatten (Naturvårdsverket 2011).

En typ av bassängsinfiltration som fått stor tillämpning i Sverige är återinfiltration av grundvatten. Metodens främsta syfte är att förbättra ett grundvattens kvalitet. Genom att pumpa grundvatten, även kallat råvatten, från en råvattenbrunn, lufta det och sedan infiltrera det i bassänger förlagda exempelvis på en rullstensås, minskar innehållet av bland annat järn, mangan och organiskt material. Avskiljningen sker främst i bassängens ytskikt. Grundvattnet pumpas där efter upp ur uttagsbrunnar som dricksvatten (Naturvårdsverket 2011).

4.3 Spårämnesförsök

Ofta vet man dock inte exakt hur geologin och vattnets rörelser mellan infiltration och uttag ser ut. För att undersöka markens egenskaper vid en vattentäkt har spårämnesförsök utnyttjats i många fall. En mängd olika frågor har då kunnat bli besvarade. De frågor man vanligen söker svar på rör vattnets strömningsvägar, strömningshastighet, vattnets uppehållstid och fördelning samt andel vatten med olika ursprung. Då man tillsatt spårämnet i infiltrationsvattnet har uppehållstid och andelen återvunnet vatten varit möjligt att beräkna. Detta beror på att transporten av ett spårämne sker i samma riktning som grundvattnets flödesriktning, vilket kallas advektion. Spårämnesförsöken har vid dessa tillämpningar ofta gett ny information vad gäller vattnets omsättning. Skulle infiltrationsvattnet

förloras på vägen kräver det en ökad infiltrationsvolym och därmed en ökad mängd kemikalier vid eventuell förbehandling av vattnet. Påverkas uppehållstiden i marken ger det i sin tur en effekt på rening och temperaturutjämning för vattnet genom marklagren (Tilly et al. 1999).

Tilly et al. (1999) menar att spårämnesförsök alltid borde utföras vid planering, driftändring eller undersökning av redan befintliga vattenförsörjningsanläggningar med konstjord grundvattenbildning. Användning av spårämnesförsök skulle vid dessa tillämpningar ge ett mer rättvist underlag samt kunna ge största möjliga utnyttjande av det infiltrerade vattnet och markens reningsprocesser. Bättre kännedom om vattnets strömningsvägar och strömningshastigheter skulle också ge större möjligheter att förhindra förorenings-spridning vid eventuella olyckor och tillbud (Tilly et al. 1999).

4.4 Val av spårämne

Kännedomen om undersökningsområdets hydrogeologi, både vad gäller de hydrauliska och kemiska förhållandena, är viktig då val av spårämne ska göras. Inte bara områdets uppbyggnad är viktig, utan även ett antal aspekter hos spårämnet självt behöver tas hänsyn till för att välja ett spårämne bäst lämpat för ändamålet. Bland dessa aspekter finns ämnets transportegenskaper, uppträdande i form av exempelvis nedbrytning (viktig då uppehållstiden är lång) och hälsoaspekter, där risker kan finnas för omvandling av ämnet om det kommer i kontakt med andra (Tilly et al. 1999).

Vid ett spårämnesförsök används antingen ett naturligt förekommande eller ett tillsatt ämne för att följa vattnets strömning eller ett ämnes vattenburna transport. Genom tiderna har ett stort antal olika spårämnen använts för undersökningar av grundvattnets strömning. Tidigt användes färgämnen och salter, vilka var dominerande i spårämnesförsöken. Salter som användes var främst NaCl och NH₄Cl. Senare har även radioaktiva ämnen använts som tritium och jod-131. De radioaktiva ämnena är lätta att detektera i mycket små halter, men deras joniserande strålning kan innebära negativa konsekvenser för människan, då de vid en för hög dos skadar kroppens celler (Strålsäkerhetsmyndigheten 2011). Användningen av radioaktiva ämnen är på grund av dess risker inte längre vanliga vid grundvattenundersökningar. Även stabila isotoper som finns naturligt i vattnet och icke naturligt förekommande ämnen som spridits med tvättmedel, däribland tensider, kan användas som spårämnen. Partiklar som i motsats till ovanstående ämnen varken är en del av vattenmolekylen eller lösta i vattnet kan också vara användbara som spårämnen. Exempel på dessa är kolloida partiklar och organismer. Eftersom enstaka partiklar lätt kan upptäckas ger detta fördelen att mycket stor utspädning kan accepteras (Tilly et al. 1999).

När det gäller skillnaden mellan naturliga och tillsatta spårämnen ligger en viktig skillnad i kontrollerandet av införandet av spårämnet. Med ett naturligt

spårämne kan tillsättandet av ämnet inte styras och osäkerhet över tid och koncentration finns ofta. Användningen av ett tillsatt ämne ger däremot friheten att bestämma var, när, under hur lång tid och i vilken mängd det ska tillsättas.

När det gäller nitrat som spårämne (som tillhör gruppen salter) så har det fungerat i många tidigare fall. Vanligen har då nitrat fungerat som ett naturligt spårämne genom att den höga halten genom läckage från åkermark eller annan föroreningskälla visat vart vattnet spridits. Mer sällan har nitrat använts som ett tillsatt ämne i spårämnesförsök. Vid en undersökning där nitrats lämplighet som spårämne vid infiltration gjordes av Tilly et al. (1999) tillsattes dock nitrat, med klorid som referensspårämne. Kvoten nitratkväve och klorid användes då. Eftersom klorid inte gick att upptäcka på större sträckor i försöket gick det inte att dra någon vidare slutsats om hur nitrat fungerade på dessa avstånd. Dock fungerade nitrat bra på relativt korta sträckor och tider, de kortaste på 40 m med högsta värde efter 54 dagar (Tilly et al. 1999).

En av fördelarna med nitrat som gör det till ett bra spårämne är att det inte verkar fastläggas i marken och i djupled anses det därmed fungera bra under rotzonen. I de akvifärer där tvåvärt järn eller organiskt material finns tillgängligt reduceras dock nitrat till kvävgas. Nitrat har även fördelarna att det är lättillgängligt, lätt att analysera och är väl känt. Dessutom finns gränsvärden för hur mycket nitrat det får finnas i dricksvatten (Tilly et al. 1999). Gränsvärdet för nitrat i dricksvattnet hos konsumenten är enligt Livsmedelsverket 20 mg/l för att det ska anses som tjänligt med anmärkning. Är halterna över gränsvärdena betyder det att råvattnet kan vara förorenat av organiska eller oorganiska gödselmedel eller av avloppsvatten (Svensson et al. 2009).

Vid valet av lämpligt spårämne och försökets utformning spelar målsättningen med försöket en avgörande roll. Vid bassängsinfiltration behöver den hydrauliska kontakten mellan infiltration och uttagsbrunnar kontrolleras så att den är god. Försök av denna typ är de som ställer minst krav på valet av spårämne. Om det endast ska bestämmas om en kontakt finns eller inte kan det accepteras att en viss fastläggning och fördröjning av ämnet sker. Ska istället strömningshastigheter och variationer i uppehållstider bestämmas får ingen interaktion ske med akvifärmaterialet som ger fördröjningar. Vid besvarandet av dessa frågeställningar bör ett idealt spårämne användas. För att vara ett idealt spårämne fordras att det följer vattnets rörelser helt och inte fastläggs eller bryts ner längs vägen. Om det dessutom ska bestämmas hur stor andel av vattnet som återvinns behöver ytterligare krav på försökets utförande uppfyllas. (Tilly et al. 1999).

4.5 Vattenanläggningen Galgbacken

Undersökningen utförs i samarbete med Hässleholms Vatten AB som ansvarar för dricksvattenproduktionen i Hässleholms kommun, hanteringen av avloppsvatten i kommunen samt avledandet av dagvatten

(Hässleholms Vatten 2014a). Hässleholms tätort ligger i den nord- nordöstra delen av Skåne, se Fig. 1. Vattenanläggningen Galgbacken är lokaliserad i de östra delarna av staden och utgör en viktig del av vattenförsörjningen i Hässleholms kommun.

Vattnet som försörjer stora delar av kommunen tas från vattentäkten och infiltrationsanläggningen Galgbacken i Hässleholms tätort. Vattentäkten levererar vattnet ut på nätet till Hässleholms stad, men också orterna Stoby, Ballingslöv, Mala, Bjärnum, Vankiva, Skyrup, Finja, Sjörröd, Tormestorp och Vinslöv (WSP 2013).

Vattentäkten utnyttjar grundvattenmagasinet i en isälvsvavlagring, av porakvifärtyyp, och har ett tillhörande vattenskyddsområde. Området tillhör enligt VISS – Vatteninformationssystem Sverige (Länsstyrelsen 2014) grundvattenförekomsten benämnd SE622738-137382 och anses ha en god kvantitativ och kemisk status.

Grundvatten tas från djupborrade brunnar i Ignaberga och Tyringe och renas i isälvsvavlagringen, Fig. 2. Detta görs genom att använda sig av återinfiltration av grundvattnet i dammar uppe på isälvsvavlagringen och efter en viss uppehållstid i marken pumpa upp det ur uttagsbrunnar runt om dammarna. Nio stycken uttagsbrunnar är i drift och ligger utspridda runt om den höga isälvsvavlagringen. Utagsbrunnarnas läge runt de fyra dammarna visas i Fig. 3. Anledningen till återinfiltrationen är den ökade kvaliteten som fås på utgående vatten till konsumenterna. Genom att råvattnen med skillnader i sammansättning blandas med varandra och vattnet i isälvsvavlagringen blir resultatet av en mer homogen karaktär. Dessutom ger den förmodade långa uppehållstiden i isälvsvavlagringen, på tre veckor till tre månader, en så pass hög vattenkvalitet att tillfälliga variationer av det dittransporterade råvattnet inte ger problem. Återinfiltrationen medför därför att flexibiliteten för användning av råvattentäk-



Fig. 1. Karta över Skåne och Hässleholms tätort (<http://kartor.eniro.se/>).

terna Tyringe och Ignaberga ökar. Möjligheten finns att till viss del ändra uttagsmängderna från de olika råvattentäkterna utan att det utgående vattnets kvalitet påverkas nämnvärt (Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

Grundvattnet från Tyringe har ett lågt pH- värde, låg nitrat halt och låg alkalinitet. Grundvattnet från Ignaberga har hög kalkhalt och ett högt pH- värde. Dessutom har en av Ignabergas grundvattentäkter en kraftigt förhöjd halt av nitrat, vilket troligtvis är en följd av övergödning. Vattnet från de båda orterna blandas när det kommer till infiltrationsdammarna på Galgbacken. Återinfiltrationen av vattnet i isälvsvavlagringen minskar dess halt av organiskt material eftersom detta fastnar och bryts ner och mikroorganismer filtreras bort. Det infiltrerade vattnets turbiditet minskar också. Ingen stor förändring sker av nitrathalten vid återinfiltrationen annat än genom att det blandas med mer nitratfattigt sådant. För att nitrathalten ska minska vid en infiltration behövs mikroorganismer som bryter ner nitraten och det finns inte någon betydande mängd av denna sort i Galgbacken. Mängden järn och mangan kan minska lite vid genomströmningen i isälvsvavlagringen (Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

För att uppfylla rådande krav ställda av Livsmedelsverket har Hässleholms Vatten AB en kvalitetspolicy för dricksvatten och ett program för egenkontroll av dricksvatten. Egenkontrollprogrammet innefattar analys av ett femtiotal olika ämnen som behöver klara gränsvärden uppsatta av Livsmedelsverket (Hässleholms Vatten 2014b).

Som ett steg i säkerställandet av dricksvattenkvaliteten enligt gränsvärdena genomgår grundvattnet som tas från Ignaberga och Tyringe olika steg. Eftersom vattenkvaliteten redan är bra avseende järn, mangan och lösta gaser genomförs ingen förbehandling i form av luftning av vattnet före återinfiltrationen. Däremot sker en viss sänkning av vattnets innehåll av bakterier, mineraler och organiskt material då det infiltreras i dammarna. Vattnets förbättrade kvalitet fås tack vare passagen genom den översta metern av dammarna som är konstruerad med en bädd av filtersand. När renavattnet sedan pumpas upp ur uttagsbrunnarna runt om isälvsvavlagringen, späds vattnet med ytterligare vatten från Tyringe. Spädningens syfte är bland annat att ytterligare minska nitrathalten till under Livsmedelsverkets gränsvärden på 20 mg/l nitrat och dess hårdhet. Tyringevattnet som används i detta syfte har ett pH på cirka 6,3. En kontinuerlig justering görs därför av detta Tyringevatten som inte genomgått återinfiltrationen genom tillsättning av natriumhydroxid-lösning, för att erhålla ett pH-värde på över 7,5, men under 9,0. Tyringevattnets pH kontrollmäts sedan efter justeringen, men före att det blandas med det återinfiltrerade vattnet. Som en extra kontroll mäts pH även på det färdigblandade vattnet efter spädningen. När vattnet sedan är färdigbehandlat leds det till en lågreservoar (pH mäts ännu en gång, efter passeringen av lågreservoaren) och sedan till tryckstegringspumpar för att erhålla tillräck-

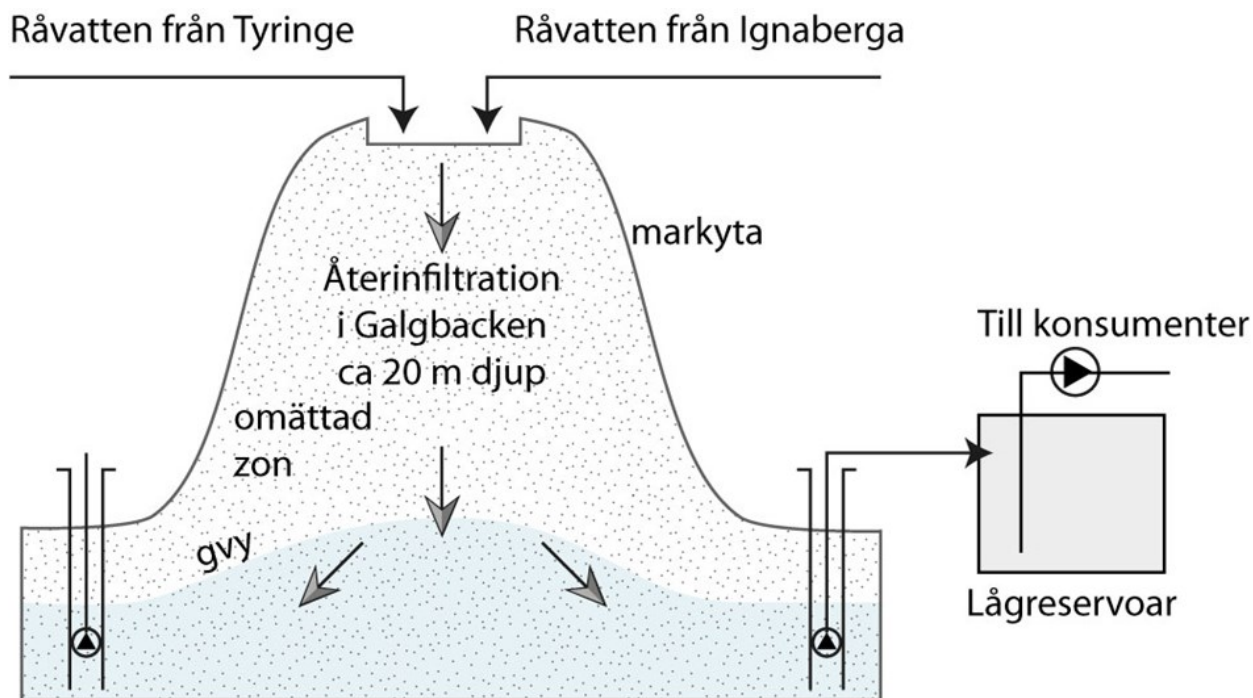


Fig. 2. Förenklad principskiss över Hässleholms vattenanläggning på Galgbacken. Råvattnet kommer från grundvattenbrunnar i Tyringe och Ignaberga. Genom återinfiltration i dammarna på Galgbacken rör sig vattnet vidare genom isälvsavlagringens omättade zon och bildar därefter grundvatten. Efter upp till 3 månaders transporttid från dammarna når grundvattnet till sist uttagsbrunnarna och pumpas upp. Efter behandling, leds det rena vattnet till lågreservoaren och vidare ut till konsumenterna (gvy= grundvattenyta) (Hässleholms Vatten AB, 2014).

ligt tryck för att pumpas ut på nätet (Hässleholms Vatten 2014b; Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

5 Geologi

5.1 Jordlager och berggrund

Galgbacken består till största delen av en komplext uppbyggd isälvsavlagring med en mäktighet på 15 till 35 m. Denna isälvsavlagring är del av ett större stråk av sorterade grovkorniga sediment som sträcker sig från Finjasjön till Stoby (Fig. 4). Avlagringarna bildades under avsmältningen av den senaste inlandsisen, då den drog sig tillbaka från Hässleholms-trakten upp mot småländska höglandet. Smältvattnet från den aktiva isen förde med sig jordmaterial som kom att avlagras i dessa områden som återkommande graderade lager i en växlande lagerföljd. Kornstorlekarna sträcker sig från siltig finsand till sten och grus (Viak 1983).

Jordlagren vid Galgbacken har av Viak (1983) indelats i tre huvudgrupper: organiska sediment, grovkorniga sorterade sediment samt osorterade sediment, närmare bestämt morän. De organiska sedimenten som innefattar gytta, dy och torv är de senast avsatta. Organiska sediment förekommer i terrängens lågpartier. De grovkorniga sorterade sedimenten består till största delen av isälvsmaterial som uppträder i olika former i landskapet. En del enheter har en skarp, slingrande åsform, medan andra är av oregelbunden kullig natur. Även plåtåformade avlagringar är vanliga. Enheternas

bildning har sannolikt skett genom avsättning i smältvattenströmmar framför den aktiva landisens front i en miljö där även stillastående is förekommit. Avsättningsmaterial i Hässleholms-trakten har därmed avlagrats på ett alltmer ökande avstånd från isens kant, med allt mindre påverkan från närliggande isrester. Samtliga lagerenheter är uppbyggda av plana horisontella bäddar. De enskilda bäddarna utgörs av siltiga till steniga sediment med cirka 0,1- 1 m mäktighet. Kornstorleksvariationen i vertikalled kan mellan bäddar skilja betydligt även om de annars är likartade. Avsättningen har till största delen skett i sydvästlig riktning mot Finjasjön i olika etapper följande efter varandra. Kornstorleken inom varje enhet ökar därmed generellt uppåt och mot nordost. Dessa enheter av isälvsmaterial ligger på olika nivåer över havet, mellan cirka 45 till cirka 80 m. Infiltrationsdammarna på Galgbacken ligger uppe på den högsta oregelbundna kullen som är avsatt i ett tidigt skede. Lägre belägna och mer utbredda former är mestadels av yngre ålder. Enheterna sammanförs i en riktning mot nordost och den centrala åsformade avlagringen (Fig. 4) (Viak 1983).

De grovkorniga sorterade sedimenten underlagras av morän, vilka inom Galgbacksområdet ofta ligger som ett relativt tunt och ojämnt täcke direkt ovanpå berggrunden. Berggrunden består av mestadels gnejs med inslag av diabas och har en generellt kraftigt uppsprucken överyta (Viak 1983).



Fig. 3. Karta över uttagsbrunnarnas lokalisering och de fyra dammarna på Galgbackens vattenanläggning i Hässleholms tätort (Hässleholms Vatten AB, 2014).

5.2 Hydrogeologi

De viktigaste grundvattentillgångarna i Skånes jordlager finns i isälvsavlagringarna från den senaste istiden. De isälvsavlagringar som finns i norra delarna av Skåne är stora till ytan, men är dock ofta för tunna för att kunna ge större mängder grundvatten. Däremot finns det mäktiga avlagringar som fyller ut sänkor i berggrunden som kan ge stora mängder grundvatten. Detta gäller till exempel Tyringes närliggande avlagring som Hässleholm utnyttjar för vattenproduktion (Gustafsson 2005).

Grundvattenmagasinen vid Galgbacken förväntas bestå av ett öppet magasin i isälvsavlagringarna och ett slutet magasin i urberget. Grundvattenytan är därmed en fri vattenyta i isälvs materialet och vattengenomsläppligheten, det vill säga den hydrauliska konduktiviteten är hög på många ställen, lokalt över 0,001 m/s. Magasinet har stor kapacitet när det gäller vattenuttag

och är väl lämpat för infiltration. Nettonederbörden är skillnaden mellan nederbörd och avdunstning och bildar antingen grundvatten eller transporteras bort med ytavrinning. I Hässleholm uppskattas nettonederbörden till 215-265 mm/år. Delen som bildar grundvatten i området för Galgbacken, kan enligt WSP (2013) antas vara i princip hela nettonederbörden, eftersom områdets vegetation och ytliga jordlager har en hög genomsläpplighet.

I det slutna magasinet i urberget är grundvattenytan följaktligen en tryckyta. Genomsläppligheten varierar något och beror av hur sprucket och vittrat berget är. Uttagsmöjligheterna i urberget bedöms vara betydligt sämre än i isälvsavlagringarna (WSP 2013).

Grundvattendelare i området finns, men vid drift av vattentäkten påverkas dessa så till den grad att de styrs av infiltrations- och uttagsförhållandena. Stark påverkan fås även på grundvattennivåerna i det öppna ma-

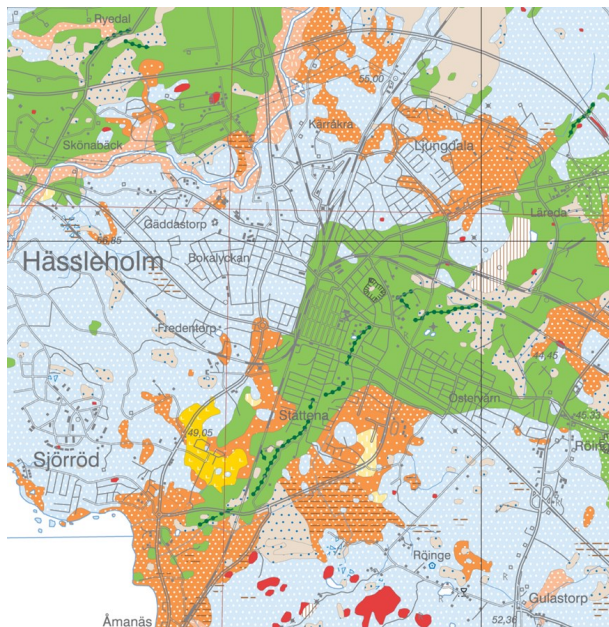


Fig. 4. Jordartsgeologisk karta där den utbredda isälvsavlagringen i Hässleholms tätort ses som grönt. Finjasjön är det vita området i det nedre vänstra hörnet och Stoby ligger bortom det övre högra hörnet på kartan. (Modifierad med tillstånd från SGU. © Sveriges geologiska undersökning, 2014).

gasinet i isälvsavlagringarna, av mängden infiltrerat vatten i förhållande till uppumpat vatten. Grundvattensytans nivå över havet ligger vid infiltrationsdammarna på cirka +48 m, vilket innebär cirka 25 m under markytan. Nivåerna i de olika brunnarna ligger på mellan +43 och +45 meter över havet, motsvarande 5 - 10 m under markytan. Nivåerna är uppmätta under januari till maj 2014 (VIK 1983; WSP 2013, Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

På grund av den stora volym grundvatten som finns i det öppna grundvattenmagasinet i Galgbackens isälvsavlagring skulle dricksvattenuttag under en kortare tid utan infiltration av vatten vara möjlig. Grundvattennivån skulle i detta fall sjunka och ge ett större tillströmningsområde. Ökat tillströmningsområde skulle innebära en ökad föroreningsrisk. Genom användningen av återinfiltration på Galgbackens vattenanläggning får Hässleholms Vatten bättre koll på vattenkvaliteten på uppumpat dricksvatten, eftersom tillströmningsområdet därmed minskar (Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

5.3 Strömningsbilden

Hur grundvattnets strömningsriktning och strömningshastighet är i Galgbackens vattenanläggning beror av många faktorer. Främst beror vattenrörelserna på volym tillfört vatten till infiltrationen och pumpad volym från var och en av uttagsbrunnarna. Isälvsavlagringens uppbyggnad spelar troligen mindre roll. Hänsyn måste därför tas till tillförda och pumpade vattenmängder då undersökningar av grundvattnets rörelser i isälvsavlagringen ska göras, enligt WSP (2013). Uttagsvolymer

påverkar vattnets rörelser till uttagsbrunnarna genom att ju mer det pumpas ur en brunn desto mer kommer vattnet att röra sig i den riktningen. När vattenanläggningen är i drift är grundvattenströmningen i riktning radiellt ut mot uttagsbrunnarna från dammarna. Huvuddelen av vattnet som strömmar mot uttagsbrunnarna består av det infiltrerade grundvattnet och en mindre del är naturligt bildat grundvatten. Infiltrationsvolymer varierar relativt lite enligt Hässleholms Vattens registrerade mätvärden och har därför genom denna studie antagits ligga på en konstant nivå. Infiltrerad volym vatten är ungefär lika stor som summan av uttagen volym, med ett medelvärde av 5080 m³/dygn respektive 5714 m³/dygn under perioden februari till början av maj. Ett litet överuttag sker således. Genomsnittliga dygnsvolymerna pumpade från varje uttagsbrunn och summan av dessa ses i Tab. 1. Mängden som pumpas från uttagsbrunnarna beror på hur mycket som lågreservoaren behöver för att kunna leverera vatten ut på nätet. Möjligheten finns att värdena för brunn nr 17 inte är tillförlitliga eftersom det upptäcktes att mätanordningen för pumpad volym inte fungerade (WSP 2013; Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

6 Metod/tillvägagångssätt

6.1 Spårämnesförsök

För att uppnå målet att följa vattnets spridning och uppehållstid från infiltrationsdammarna till de olika uttagsbrunnarna på Galgbacken har i detta kandidatarbete valts metoden spårämnesförsök. Som spårämne används nitratet som finns i kraftigt förhöjd halt i grundvattnet som pumpas från en av Ignabergas grundvattenbrunnar till Hässleholms vattenanläggning. Studien grundar sig på analys av nitrathalten i uttagsbrunnarna.

Fyra dammar finns uppe på isälvsavlagringens högsta punkt, men bara två används samtidigt, Fig. 3. Under tiden för spårämnesförsöket har de två östra dammarna i figuren använts för infiltration. Vatten med förhöjd nitrathalt tillfördes infiltrationen under november- januari. Därför kan rester av nitrat dröja kvar i uttagsbrunnarna från denna period.

En ökad andel vatten med förhöjd nitrathalt förs på infiltrationsanläggningen i en puls med varaktighet på ca en vecka, med början den 3 april 2014. Ökad nitrathalt fås genom att råvattenbrunnen i Ignaberga som har hög nitrathalt startas och den med normal halt stoppas. Den 11 april 2014 stoppas råvattenbrunnen med hög nitrathalt i Ignaberga och den med normal halt startas så att läge "låg nitrathalt" återfås.

Provtagning sker av vattnet i en av infiltrationsdammarnas utkastare och i alla nio uttagsbrunnarna, vilket sammanlagt innebär tio provpunkter. Vattenproverna tas dagen innan nitratpulsen, samt med uppföljande mätningar ca 1 gång per vecka, för att detektera hur snabbt och hur mycket pulsen slår igenom i de olika brunnarna. Förändring av nitrathalt i de olika

Tab. 1. Genomsnittligt volymflöde pumpat från varje uttagsbrunn under försöksperioden, 2/4- 5/5 år 2014 (Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

| Brunn | 3 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | Summa brunnar |
|--------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------------------|
| Medelflöde (m ³ /dygn) | 521 | 592 | 741 | 599 | 790 | 884 | 410 | 829 | 348 | 5714 |

uttagsbrunnarna följs upp med hjälp av analys av nitrat, NO₃ enligt standarden [SS-EN 11905-1, utg. 1 Fotometri], på Hässleholms Vattens laboratorium. I denna standard används en spektrofotometer vilken ger nitrathalten i varje prov. Nitrathalten används sedan för att konstruera genombrottskurvor, det vill säga kurvor som visar nitratpulsens utveckling under mätperioden i varje brunn.

Provtagningsserien sträcker sig fem veckor med sista provtagning den 5 maj. Uppehållstid i isälvsavlagringen för det återinfiltrerade grundvattnet, från dammarna till varje uttagsbrunn, beräknas genom att ta skillnaden i dygn mellan tidpunkt då högsta nitrat halt ses i brunn och tidpunkt då högsta halt ses i infiltration. Förväntad uppehållstid ligger på mellan tre veckor till tre månader enligt tidigare undersökningar (Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014). De uttagsbrunnar som ligger närmst de under spårämnesförsöket använda infiltrationsbassängerna, det vill säga de östra bassängerna, förväntas ha kortast transporttid på grund av kortast transportsträcka, det vill säga brunnarna 12, 13, 15 och 17. Även brunnarna med högst gradient anses få kortast transporttid, vilka är uttagsbrunn 11- 13 samt nummer 15.

7 Resultat

De uppmätta nitrathalten i uttagsbrunnarna och infiltrerat vatten redovisas i Tab. 2 och i genombrottskurvor i bilaga 1. Varje kurva visar uppmätt nitrat halt i en uttagsbrunn tillsammans med halten uppmätt i infiltrationsdammen i mg/l för jämförelse. Dag 0 är den 2 april, det vill säga dagen innan vattnet med förhöjd nitrat halt fördes på och dag 1 är därmed dagen då spårämnesförsöket startade. Första provtagning skedde dag 0. Dag 1 kommer hädanefter refereras till som spårämnesförsökets start.

Det finns även kompletterande vattenprov på infiltrationsvattnet och uttagsbrunn 17 som togs dag 5. Anledningen till att de kompletterande proverna togs var att stora förändringar i nitrat halt sågs i de två tidigare tagna proverna i respektive provpunkt.

Provtagningsresultaten i Tab. 2 visar att nitrat halten uppmätt i inkommande vatten varierar mellan 9,3 och 42,5 mg/l, där den högsta halten ses dag 7 och lägsta dag 22. Högsta koncentration bland uttagsbrunnarna visas i brunn 14 dag 0 med en halt på 26,6 mg/l nitrat och minsta halt ses i brunn 17 dag 0 med 10,5 mg/l.

Från genombrottskurvorna i bilaga 1 ses att vid dag 0 är nitrat halten högre i uttagsbrunnarna än i infiltrationen med undantag från brunn 17 där halten av nitrat ligger lägre än i infiltrationen. Under ungefär åtta dagar är nitratnivåerna högre i infiltrerat vatten än i brunnarna. Skillnaden i nitrat halt mellan inkommande vatten och varje uttagsbrunn är olika stor i de olika graferna.

8 Diskussion

8.1 Tolkning av trender i genombrottskurvor

I bilaga 1 visas genombrottskurvorna för alla uttagsbrunnar. Med undantag från brunn 17, visar diagrammen på en nedåtgående trend. Denna nedåtgående trend ser ut att avbrytas i samtliga fall genom att stupningen på genombrottskurvorna blir mindre brant än tidigare. För en del av uttagsbrunnarna kan dessutom en topp urskiljas på dess genombrottskurva. I uttagsbrunn 15 är det dock svårt att se något trendbrott. Förändringarna på kurvorna är mycket små och utanför statistiskt säkra resultat, men det ser ändå ut som en respons kan ha erhållits i flera av uttagsbrunnarna, från det infiltrerade vattnet med förhöjd nitrat halt. Tydligast toppar i nitrat halt ses i brunn 3, 10 och 11.

Uttagsbrunn nummer 17 skiljer sig från de andra brunnarna genom att den vid mätstart har en något uppåtgående trend i nitrat halt, samtidigt som den är lägre genom hela mätperioden. Efter dag 22 flackar dock kurvan ut och övergår i en nedåtgående trend. Brunn 17 har med små variationer varit avstängd under perioden oktober till mars och startades kort innan försöket påbörjades (Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014). Eftersom strömningsförhållandena i Galgbacken till stor del styrs av pumpad vattenmängd ur uttagsbrunnarna, är ett rimligt antagande att inga betydande mängder vatten från infiltrationsdammarna strömmat till brunn 17 då dess pump varit avstängd. En tänkbar förklaring till den låga nitrat halten i brunnen är därför att det huvudsakligen är naturligt bildat grundvatten som pumpas upp ur den, vatten som har en låg nitrat halt. Vidare har troligen startandet av pumpen gett avsänkning av grundvattenytan i brunn 17 och det infiltrerade nitratrika vattnet som nu omgett brunnen har strömmat in och gett den ökande trenden som ses i genombrottskurvan för brunnen. Alternativa tolkningar till trenden i brunn 17, som en mycket snabb transport av det infiltrerade vattnet från dammarna till denna brunn eller att en tidigare orsakad

Tab. 2. Uppmätta nitrathalter (mg/l) i inkommande vatten till infiltrationsdammarna på Galgbackens vattenanläggning och i de olika uttagsbrunnarna.

| Medel av NO ₃ (mg/l) | Brunn | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | Ink. | 3 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 |
| Dygn efter mätstart | Ink. | 3 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 |
| 0 | 12.7 | 23.0 | 19.0 | 23.9 | 24.4 | 18.8 | 26.6 | 22.5 | 21.4 | 10.5 |
| 2 | 24.9 | 14.4 | 19.3 | 18.7 | 21.6 | 17.1 | 25.0 | 21.0 | 20.1 | 10.8 |
| 5 | 27.9 | | | | | | | | | 11.8 |
| 7 | 42.5 | 21.6 | 21.2 | 18.7 | 21.4 | 15.9 | 24.5 | 20.8 | 20.2 | 12.4 |
| 12 | 11.8 | | | | | | | | | |
| 14 | 11.7 | 20.4 | 21.2 | 17.6 | 20.0 | 14.6 | 22.7 | 19.4 | 19.1 | 13.6 |
| 22 | 9.3 | 21.3 | 20.3 | 17.3 | 19.4 | 13.3 | 20.5 | 18.1 | 18.0 | 13.9 |
| 27 | 12.1 | 21.2 | 19.9 | 18.3 | 19.0 | 13.3 | 20.2 | 17.9 | 18.1 | 13.7 |
| 33 | 12.2 | 19.8 | 18.6 | 17.9 | 17.6 | 14.0 | 19.2 | 17.1 | 17.4 | 13.4 |

nitrathöjning av infiltrationsvattnet orsakat en kvardröjande trend i brunnen, bedöms som mindre rimliga. Senast brunnen med höga nitrathalter i Ignaberga var igång var i slutet av januari. En snabb transport som orsak till trenden anses dock mer rimlig än kvardröjande nitrathaltigt vatten, eftersom brunnen ligger högt och nära i förhållande till infiltrationsdammarna.

Förutom brunn 17 så har även nummer 3 och 10 varit avstängda under största delen av perioden oktober till mars, med återupptagen drift kort innan spårämnesförsökets start. Trenden för nitrathalten i brunn 10 liknar den för brunn 17, det vill säga en ökning från dag 0 som övergår i en nedåtgående trend efter en topp i nitrathalt. Brunn 3 har dock en mer oregelbunden trend jämfört med dessa brunnar. Då de tre brunnarna varit avstängda är en längre uppehållstid rimlig till dessa. Enligt tolkningarna är detta inte resultatet för brunn 10 med uppehållstid på 3 dygn. Att uppehållstiden till en brunn skulle bero av volym pumpat vatten därifrån bekräftas härmed inte av tolkningarna för dessa tre uttagsbrunnar.

8.2 Tolkning av uppehållstid och strömningshastigheter

I graferna i bilaga 1 kan den första toppen på nitrathalt ses tidigast dag 10 (9 dagar efter infiltration) i brunn nummer 10. I nummer 17 ses en topp efter dag 22.

Brunn 11, 12, 14 och 16 erhåller maxvärdet först dag 27 efter mätstart (26 dagar efter infiltration). Brunn 3 bedöms ha en topp vid 25 dagar efter mätstart. Denna topp skulle innebära att trenden bryts tidigare i brunn 3 än i brunn 14, där brunn 3 ligger bortom brunn 14 i förhållande till infiltrationsdammarna. Detta resultat är inte troligt eftersom isälvsavlagringen som helhet kan anses vara homogen med anledning av mindre kornstorleksvariationer. Med anledning av detta är det inte rimligt att genomsläppligheten i olika riktningar i sedimenten skulle skilja sig såtillvida att komplexa flöden som resultaten indikerar skulle uppstå (Fetter 2001). Att tolkningarna avviker från förväntningarna kan bero på svårigheten i att tolka de små förändringarna i genombrottskurvorna. Maxvärde på nitrathalt och uppehållstid för infiltrerat grundvatten har inte kunnat tolkas utifrån kurvorna för uttagsbrunn 13 och 15, på grund av att förändringarna är för små.

Genombrottskurvorna i bilaga 1 visar att toppen på nitrathalt i infiltrerat vatten uppkommer dag 7, det vill säga 6 dygn efter spårämnesförsökets start. Avståndet mellan toppen på kurvan för uttagsbrunnen och toppen på densamma för infiltrationsvattnet ger genomsnittlig uppehållstid (Tilly et al. 1999). Tolkad genomsnittlig uppehållstid i dygn för samtliga brunnar förutom nummer 13 och 15 (som inte kunnat tolkas) visas i Tab. 3 och en karta med utsatta uppehållstider ses i Fig. 5. Upphållstiden ligger på 3- 20 dygn enligt tolkning av

kurvorna. Beräkning av strömningshastighet utifrån uppehållstid för grundvattnet till en uttagsbrunn görs genom att dividera sträckan från dammarna till uttagsbrunnen med uppehållstiden. Sträckorna ses som L i Tab. 4 och strömningshastigheter som erhålls på mellan 7,5 m/dygn till 63 m/dygn ses i Tab. 3.

8.3 Tolkning av strömningsriktning

Nitralthalterna som ses i de olika graferna visar stora skillnader mellan uttagsbrunnarna. Orsaken till detta kan vara att infiltrerat vatten sprids mer åt en riktning än en annan. I uttagsbrunnarna ligger halterna dessutom högre än i inkommande vatten vid spårämnesförsökets start, men borde vara samma i början av mätserien om halterna innan studien varit stabila under lång tid. Detta ger indikationer på att gammalt vatten dröjer kvar i vattentäkten. Under perioden november- januari tillfördes vatten med hög nitrathalt infiltrationen. Kvardröjande vatten från denna period är den troligaste orsaken till att nitralthalterna ligger högre i uttagsbrunnarna än i det nu infiltrerade vattnet.

8.4 Förväntad transporttid

För att kunna se om resultaten från spårämnesförsöket, i form av transporttid och spridning av det återinfiltrerade grundvattnet är rimliga, görs en överslagsberäkning av förväntad strömningshastighet och transporttid efter spårämnesförsöket. Generellt vid planering av ett spårämnesförsök kan ytterligare anledning till beräkningen vara att bestämma hur länge provtagning ska

behöva pågå. Med hjälp av Darcy's lag beskrivs vattnets flöde:

$$Q = K \times A \times I, \text{ där } I = \frac{dh}{L}$$

$$v_D = \frac{Q}{A} = K \times I$$

$$v_T = \frac{v_D}{n_e}$$

där Q är volymflödet (m^3/s), A är area vinkelrät mot flödesriktningen (m^2), K är hydraulisk konduktivitet (vattengenomsläpplighet) (m/s), I är hydraulisk gradient (-), dh/L är skillnaden på vattnets trycknivå över en sträcka L , v_D är skenbar strömningshastighet (Darcy-hastighet) (m/s), v_T är verklig strömningshastighet (m/s) och n_e är effektiv porositet (-) (Tilly et al. 1999; Fetter 2001; Knutsson & Morfeldt 2002).

Strömningshastigheten bestäms av den hydrauliska gradienten och den grundvattenförande formationens hydrauliska konduktivitet. När beräkning av strömningshastigheten görs skiljer man på skenbar strömningshastighet, v_D , och verklig strömningshastighet, v_T . v_D är medelvärde över en yta där magasinet betraktas som uppbyggt av ett helt homogent medium, medan v_T är medelvärde över porernas yta. Skillnaden blir därmed att den verkliga strömningshastigheten alltid är högre än den skenbara på grund av att vattnet

Tab. 3. Tolkade värden för olika uttagsbrunnar. Dygn till maxvärde av nitrathalt, tolkad genomsnittlig uppehållstid utifrån genombrottskurvor över uppmätta nitralthalter, samt strömningshastighet beräknad utifrån tolkade uppehållstider. Tolkningen av värdena för brunn 3 är osäkra. För brunn 13 och 15 har förändringarna varit för små för att tolka.

| Brunn | Dygn till maxvärde av NO ₃ | Uppehållstid (dygn) | Strömningshastighet (m/dygn) |
|-------|---------------------------------------|---------------------|------------------------------|
| 3 | (25) | (18) | (18) |
| 10 | 10 | 3 | 63 |
| 11 | 27 | 20 | 9 |
| 12 | 27 | 20 | 7,5 |
| 13 | - | - | - |
| 14 | 27 | 20 | 11,5 |
| 15 | - | - | - |
| 16 | 27 | 20 | 8,5 |
| 17 | 22 | 15 | 10 |



Fig. 5. Karta över uttagsbrunnarna på Galgbackens vattenanläggning med utsatta uppehållstider i dygn (röda siffror) tolkade utifrån genombrottskurvor (modifierad efter Hässleholms Vatten AB, 2014).

endast flödar i porutrymmet. Porstorleksvariationer och olika hastigheter i de enskilda porerna medför dessutom att transporten av ett spårämne kommer att ske med olika hastighet beroende på flödesvägen och därmed transportsträckan. Dispersion, som detta kallas, är ett fenomen som framför allt sker i flödesriktningen, men även tvärs denna. I ett spårämnesförsök yttrar sig dispersion så att spårämnespulsen i en observationspunkt blir mer utbredd i tid och får en minskning i koncentration (Freeze & Cherry 1979; Knutsson & Morfeldt 2002).

Beräkningarna behöver utföras separat för vertikal transport genom omättad zon ner till grundvattenytan respektive horisontell transport fram till uttagsbrunnarna. Ett K -värde för isälvsavlagringen kan beräknas med hjälp av Hazens formel. Formeln är ett empiriskt samband och kan användas på sandiga sediment där den effektiva kornstorleken (d_{10}) är mellan cirka 0,1 och 3,0 mm. Den effektiva kornstorleken hämtas från

siktanalyser och är den kornstorleksgräns där 10 % av kornen passerar vid siktningen. Siktanalyser som beräkningarna baseras på är från borrningar som gjordes vid undersökningar inför anläggningen av nya brunnar vid Galgbacken, gjord 2010 (Hans Jeppsson, WSP, Malmö: opublicerat material 2010). Jordarterna som analyserna gjorts på hade en kornstorlek som bestod av siltig sand upp till så grovt som sandigt grus. Hazens formel ser ut som följer:

$$K = C(d_{10})^2$$

där K är hydraulisk konduktivitet (vattengenomsläpplighet) (m/s), C är en koefficient baserad på tabellvärden och d_{10} är effektiva kornstorleken (mm) (Nilsson & Englov 1979; Fetter 2001; Knutsson & Morfeldt 2002; Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014).

Som värde för C har 0,01157 använts, vilket gäller

Tab. 4. Beräknade förväntade strömningshastigheter och transporttider för horisontell transport, av det återinfiltrerade grundvattnet i isälvsavlagringen i Galgbackens vattentäkt.

| Brunn | Nivå OBS-rör (m.ö.h.) | K(h) (m/s) | dh (m) | L (m) | I | v_t (h) (m/s) | t (h) (dygn) |
|------------------------|-----------------------|-------------------|--------|-------|----------|------------------------|--------------|
| 3 | 43 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 5,5 | 330 | 0,016667 | $5,5556 \cdot 10^{-5}$ | 68.7 |
| 10 | 44 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 4,5 | 190 | 0,023684 | $7,8947 \cdot 10^{-5}$ | 27.9 |
| 11 | 43,5 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 5 | 180 | 0,027778 | $9,2592 \cdot 10^{-5}$ | 22.5 |
| 12 | 44 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 4,5 | 150 | 0,03 | $10,0 \cdot 10^{-5}$ | 17.4 |
| 13 | 43,5 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 5 | 150 | 0,033333 | $11,111 \cdot 10^{-5}$ | 15.6 |
| 14 | 44 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 4,5 | 230 | 0,019566 | $6,5217 \cdot 10^{-5}$ | 40.8 |
| 15 | 44,5 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 4 | 140 | 0,028571 | $9,5238 \cdot 10^{-5}$ | 17.0 |
| 16 | 45,5 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 3 | 170 | 0,017648 | $5,8823 \cdot 10^{-5}$ | 33.4 |
| 17 | 45,5 | $1 \cdot 10^{-3}$ | 3 | 150 | 0,02 | $6,6667 \cdot 10^{-5}$ | 26.0 |
| Inf. | 48,5 | | | | | | |
| (n _e = 0,3) | | | | | | | |

Tab. 5. Beräknad strömningshastighet och transporttid för vertikal transport i omättad zon i Galgbackens vattentäkt.

| Omättad zon | K (v) (m/s) | L | I | v_t (v) (m/s) | t (v) (dygn) |
|-------------|-------------------|----|---|----------------------|--------------|
| | $1 \cdot 10^{-4}$ | 25 | 1 | $3.30 \cdot 10^{-4}$ | 0.88 |

för välsorterade jordarter vid +10°C. Ett medelvärde beräknas sedan av dessa K- värden och K- värden för isälvsmaterial från tabell av Knutsson & Morfeldt (2002). K- värdet $1 \cdot 10^{-3}$ används för den horisontella transporten av grundvattnet. För vattnets vertikala transport från infiltrationen i dammarna ner till grundvattenytan i magasinet är sträckan L 25 m. Den hydrauliska konduktiviteten i en omättad zon är lägre ju mindre vatten som finns i porerna (Knutsson & Morfeldt 2002). Därför antas ett K- värde på $1 \cdot 10^{-4}$ m/s för denna transportsträcka. Den hydrauliska gradienten I sätts till 1, eftersom transporten antas ske helt vertikalt (Nilsson & Englöv 1979).

För att beräkna gradienten I mellan infiltrationsdammarna och uttagsbrunnarna, för den horisontella

transporten, har grundvattennivåer från observationsrör först använts för att beräkna dh (Tab. 4). Rören är placerade i närheten av brunnarna och en uppe vid dammarna. Skillnaden mellan vattennivån vid dammarna och varje uttagsbrunn beräknas (dh) och dividerades sedan med transportsträckan (L).

Värden för effektiv porositet, n_e, har antagits till 0,3 (Stephens et al. 1998, Freeze & Cherry 1979).

Transporttiden för vattnet fås sedan genom omskrivning av hastighetsformeln till:

$$t = \frac{L}{v_T}$$

När vertikal respektive horisontell transporttid beräknats adderas dessa till en total förväntad transporttid. Jämförelse görs sedan med den uppehållstid som tolkats från spårämnesförsöket. Tab. 6 visar sammanlagda uträknade förväntade transporttider, total, för olika uttagsbrunnar (Knutsson & Morfeldt 2002). Beräknad uppehållstid ligger på 16-70 dygn. Strömningshastigheten beräknades till 5 m/dygn upp till 9 m/dygn.

8.5 Jämförelse med beräknade strömningshastigheter och transporttider

Skulle det finnas stora heterogeniteter i isälvsavlagringens sammansättning skulle det finnas möjlighet till komplexa flödesmönster. Genomsläppligheten i sedimentet skulle då skilja sig i olika riktningar. Att en transporttid är kortare till en brunn som ligger bortom en annan är däremot inte rimligt i denna akvifär, som i stor skala kan ses som homogen i sin sammansättning (Fetter 2001). Tolkningen att uppehållstiden för brunn 3 skulle vara kortare än den för brunn 14 är därför inte tillförlitlig. Verklig transporttid bör enligt beräkningarna med Darcys lag ligga på cirka 70 dygn för brunn 3, istället för en tolkad på 18 dygn. För brunn 11 och 12

Tab. 6. Sammanlagda beräknade uppehållstider och beräknade strömningshastigheter för återinfiltrerat grundvatten i Galgbackens vattentäkt, från infiltrationsdammar till uttagsbrunnar.

| Brunn | t (total) (dygn) | Strömnings- hastighet (m/dygn) |
|-------|---------------------|--------------------------------------|
| 3 | 70 | 5 |
| 10 | 29 | 7 |
| 11 | 23 | 8 |
| 12 | 18 | 8 |
| 13 | 16 | 9 |
| 14 | 42 | 6 |
| 15 | 18 | 8 |
| 16 | 34 | 5 |
| 17 | 27 | 6 |

är överensstämmelsen förhållandevis bra mellan beräknade och tolkade transporttider, då det skiljer 3 respektive 2 dagar. Dessutom är beräknade transportti-

der för alla brunnar utom brunn 12 längre än de funna från analys av genombrottskurvorna, vilket styrker tolkningen att de små nitratökningar som syns skulle vara orsakade av nitrathöjningen i infiltrationen. Beräknad uppehållstid för brunn 14 och 16 är ungefär två gånger större än den tolkade. För brunn 3 är den beräknade uppehållstiden fyra gånger så stor som den tolkade och för brunn 10 är samma skillnad 10 gånger. En längre mätserie krävs för att se om nitralthalten höjs senare i dessa brunnar i enlighet med beräkningarna.

Undantaget brunn nummer 10 stämde de tolkade strömningshastigheterna bra överens med de beräknade, med 7,5- 11,5 m/dygn respektive 5- 9 m/dygn. Brunn nummer 10 hade en mycket hög tolkad strömningshastighet jämfört med den som beräknades. Orsaken till den mycket höga hastigheten är den mycket korta uppehållstiden som tolkades utifrån kurvan för denna brunn.

8.6 Utvärdering av metoden och diskussion av checklista

En överlag nedåtgående trend ses i genombrottskurvorna för uttagsbrunnarnas nitrathalt, även innan försökets start. Denna trend avbryts i de flesta fall och visar på en trolig respons på infiltrerat grundvatten med förhöjd nitrathalt.

Av de närmsta fyra uttagsbrunnarna som förväntades ha kortast uppehållstid på grund av deras korta avstånd till infiltrationsdammarna stämde detta överens för brunn 17. För de fyra uttagsbrunnarna med högst gradient var antingen kurvorna inte tolkningsbara eller hade brunnarna en av de längre uppehållstiderna. Första toppen på nitrathalt ses istället i en annan uttagsbrunn relativt närbelägen till dammarna (brunn 10).

Maxvärde för nitrathalt och uppehållstid för infiltrerat grundvatten har inte kunnat tolkas utifrån kurvorna för två av uttagsbrunnarna. Detta visar på svårigheter i att tolka de små förändringarna som genombrottskurvorna visar. Små haltökningar som ses ligger inom mätosäkerheten på 10 % för analys med spektrofotometer. Därför kan små förändringar orsakade av infiltrationen av nitratrikt vatten vara svåra att skilja från naturliga svängningar i vattenkemin (Hässleholms Vatten AB, Per-Åke Nilsson, pers. kom. 2014). Avvikande resultat, som en tidigare uppkomst av respons i en brunn bortom en mer närliggande, kan även de bero på att mätvärdena ligger inom mätosäkerhetsintervall. Att spårämnespulsen i observationspunkterna blir mer utbredd i tid och att koncentrationerna är låga beror troligtvis på dispersion (Tilly et al. 1999). Vidare rekommenderar Tilly et al. (1999) att tillräckligt hög halt av spårämnet behöver tillsättas vid källan vid försöket för att få en tillräckligt stor förändring vid målet. Spridning av vattnet kan annars orsaka att halterna späds ut. Vid spårämnesförsöket på Galgbackens vattentäkt för detta kandidatarbete, var en högre halt av nitrat inte möjlig att få med den använda metoden.

Förutom detta skulle en momentan tillsättning av spårämnet ge ett mer distinkt utslag.

Ytterligare möjliga felkällor till svårupptäckta förändringar kan vara otillräcklig mätfrekvens. Även kort mätperiod kan medföra att spårämnet inte hunnit nå avlägsna brunnar för att kunna upptäckas i genombrottskurvorna. Förväntad uppehållstid behöver beräknas innan spårämnesförsöket utförs, för att bestämma hur länge mätningarna ska pågå och även hur ofta man ska utföra dem, enligt Tilly et al. (1999). Analyser av nitrathalten hos vattenproverna under försökets gång har också visat sig användbart för att kunna anpassa provtagningsfrekvensen. Förändringar har setts ske snabbast i början av försöket, vilket betyder att provtagning bör göras med korta intervall tidigt i försöket och öka med tiden. Upptäckt av eventuella snabba förändringar på grund av snabba flöden underlättas med detta upplägg. För den mest avlägsna av uttagsbrunnarna (nummer 3) är den beräknade uppehållstiden så lång att längre mätperiod krävs för att toppen på nitrathalten ska visa sig på genombrottskurvan. Därmed kan uppemot tre månader behövas för att detektera förändringarna i de mest avlägsna uttagsbrunnarna på Galgbacken. Undersökning av uppehållstiden för de mest närbelägna uttagsbrunnarna fungerar dock bra under denna korta mätserie.

Skillnaden i nitrathalt mellan inkommande vatten och varje uttagsbrunn innan spårämnesförsökets start ger indikationer på att gammalt vatten dröjer kvar i vattentäkten sedan perioden november till januari, då förhöjda nitrathalter tillfördes infiltrationen. Ytterligare kan det bero på grundvatten eller ytvatten med högre halter nitrat som spridits till uttagsbrunnarna från annat håll. För att säkerställa att inte naturliga halter av nitrat kan komma att påverka mätresultaten bör grundvattenkemiska prover konfirmera detta i de planerade provtagningspunkterna innan försökets start enligt Tilly et al. (1999). Naturliga nivåer och variationer av ämnet kan då kartläggas. Analyser av grundvattenkemin kan också ge svar på om höga halter av järn, mangan eller organiskt material finns tillgängligt i området för att nitrat ska reagera med dessa och visa lägre halter vid provtagning.

Även skillnader i nitrathalter mellan uttagsbrunnarna är stora, vilket troligtvis beror på tillströmning av naturligt bildat grundvatten i isälvsavlagringen som orsakar olika mycket utspädning i de olika uttagsbrunnarna. Spridning av det infiltrerade nitralthaltiga vattnet kan också ge en ojämn fördelning av det tillförda nitrattet till de olika brunnarna och en lägre topp i dem än i det infiltrerade vattnet. För den jämfört med de andra brunnarna avvikande trenden av nitrat i den närbelägna brunnen (nummer 17), vilken var uppåtgående istället för nedåtgående, kan orsaken även här vara naturligt bildat grundvatten.

Vid beräkningarna för att bedöma rimligheten i tolkningarna har bland annat K-värden, effektiva porositeter och transportsträckor för Galgbackens vattentäkt antagits och uppskattats ungefärligt. Dock är dessa antingen från tabellvärden eller från vad som tidigare

använts i undersökningar på vattenanläggningen, vilket bör ha gett rimliga resultat i beräkningarna.

Genomsnittliga infiltrerade och pumpade dygnsvolymerna från uttagsbrunnarna är använda vid beräkningarna av förväntade strömningshastigheter. Eftersom det infiltrerades och uttogs ungefär lika stora volymer togs inte närmare hänsyn till dessa. Ett litet överuttag sker dock i Galgbackens vattentäkt enligt de genomsnittliga infiltrerade och uttagna vattenvolymererna och skulle kunna innebära att strömningsförhållandena påverkas i riktning mot brunnarna. Tecken på möjligen påverkade strömningsförhållanden kan ses i de brunnar som varit avstängda under en kort tid (nummer 3, 10 och 17). En längre uppehållstid skulle vara rimlig till dessa innan förändrade strömningsförhållanden skulle infunnit sig vid startandet av pumparna, men nitralthalterna tydde istället på att vattnet transporterades dit på kort tid. Analyserna av spårämnesförsöket skulle underlättats om stationära förhållanden kunde hållas under spårämnesförsöket, men även en tid innan, cirka två veckor enligt Tilly et al. (1999). Svårigheter finns dock att hålla sådana förhållanden vid lång undersökningstid och under pågående produktion vid vattenverket.

Enligt Tilly et al. (1999) bör toppen på genombrottskurvan vara symmetrisk för att beräkna genomsnittlig uppehållstid, så att maximal koncentration av spårämnet kan avläsas korrekt. I denna spårämnesstudie har nitralkurvorna jag fått fram inte haft sådan symmetri, men toppar har ändå kunna urskiljas. Vidare menar Tilly et al. (1999) att då beräkning av genomsnittlig uppehållstid görs genom användning av spårämnets maxvärde på genombrottskurvan, visar detta också vilken koncentration som fås i provpunkten vid en viss halt i infiltrerat vatten. Detta kan vara till nytta då man vill undersöka risken att gränsvärden överskrids vid en eventuell föroreningsspridning. Beräkningar likt dessa skulle kunna göras vid en framtida undersökning vid Galgbackens vattentäkt.

Slutligen skulle en upprepning av spårämnesförsöket vara bra för kompletterande information. I ett framtida försök skulle exempelvis undersökningar med observationer i grundvattenrör underlätta tolkningarna av vattnets flödesmönster.

9 Slutsatser

- Uppehållstiden till uttagsbrunnarna ligger på 3-20 dygn enligt tolkningar av genombrottskurvorna medan beräknad uppehållstid med Darcys lag ligger på 16- 70 dygn. Beräkningarna bekräftar att överlag rimliga resultat erhållits av uppehållstid.
- Strömningshastigheter som erhålls är på mellan 7,5 m/dygn och 63 m/dygn vid användningen av tolkade uppehållstider. Strömningshastigheten beräknades till 5 m/dygn upp till 9 m/dygn. Tidigare undersökningar på Galgbackens vattentäkt har visat på tre veckor till tre månaders uppehållstid

för de olika brunnarna. I detta spårämnesförsök har jag visat att uppehållstiden för de närmst belägna uttagsbrunnarna kan vara så kort som mindre än en vecka.

9.1 Checklista för att spårämnesförsök med nitrat ska fungera vid återinfiltration i isälvsavlagring:

- God hydrogeologisk kunskap om området såsom grundvattenbildning, grundvattennivåer, mäktighet på mättad och omättad zon samt kartläggning av driftförhållanden för att bl.a. kunna ta strömningsförhållanden och infiltrations- och uttagsvolymerna med i tolkningar och beräkningar.
- Analyser av grundvattenkemin innan försökets start för kartläggning av naturliga förekomster/variationer av nitrat och av järn, mangan eller organiskt material som kan påverka halten nitrat.
- Beräkning av förväntad uppehållstid behöver utföras innan spårämnesförsöket för bestämning av mätfrekvens och mätperiodens längd. Provtagningsfrekvensen bör vara hög i början av försöket (de första dygnen vanligtvis) för att upptäcka snabba förändringar.
- Infiltration och uttag bör vara konstant under försöket, men även en tid innan (cirka två veckor) ifall uppehållstiden förväntas var lång.
- Tillräcklig halt av spårämne krävs för att tydlig respons ska ses i genombrottskurvor. Tillsättning momentant om möjligt.
- Spårämnets dosering ska vara konstant så att inga förändringar som upptäcks beror på doseringen.
- Analyser av nitrathalten hos vattenproverna under försökets gång för att kunna anpassa provtagningsfrekvensen.
- Beräkning av förväntade uppehållstider och strömningshastigheter bör användas för jämförelse med tolkade resultat från provtagningar och analyser, för utvärdering av rimligheten i resultaten.
- Komplettera med andra undersökningar likt observationer i grundvattenrör.

10 Tack

Jag vill tacka mina handledare Per-Åke Nilsson och Hans Jeppsson för stöttande och bollande av idéer och tankar under arbetets gång. Vill även tacka Lena Jönsson för hjälp i labbet och övrig personal på Hässleholms Vatten. Ludvig Ehlörsson ska ha tack för tips och synpunkter i mitt skrivande som hjälpte mig mycket.

11 Referenser

- Fetter, C. W., 2001: Applied Hydrogeology fourth edition. Prentice-Hall Inc., New Jersey. 598 sidor.
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A., 1979: Groundwater. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 604 sidor.
- Frycklund C., Jacks, G., Johansson, P.-O. & Lekander, K., 1994: Konstgjord grundvattenbildning - Processstudier vid inducerad infiltration och bassängsinfiltration. VA-FORSK rapport. 68 sidor.
- Gustafsson, O., 2005: Beskrivning till kartan över grundvattnet i Skåne län. Sveriges geologiska undersökning. Serie Ah, Hydrogeologiska översiktsskator i skala 1:200 000 15. 82 sidor.
- Hässelholms Vatten, 2014a. Tillgänglig: <http://www.hasselholmsvatten.se/> (2014-04-11).
- Hässelholms Vatten, 2014b. Tillgänglig: <http://www.hasselholmsvatten.se/> (2014-04-20).
- Knutsson, G. & Morfeldt, C.O., 2002: Grundvatten teori och tillämpning. Svenskt Tryck AB, Stockholm. 227 sidor.
- Livsmedelsverket, 2006: Information om kemiska parametrar i Livsmedelsverkets föreskrifter (2001:30) om dricksvatten, bilaga 2, i bokstavsordning. Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. Tillgänglig: http://www.slv.se/upload/dokument/livsmedelsforetag/dricksvatten/kemiska_parametrar_information_vagledning_dricksvatten.pdf (2014-04-22).
- Livsmedelsverket, 2013a: Dricksvattenkvalitet. Tillgänglig: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Dricksvatten/Dricksvattenkvalitet/> (2014-04-20).
- Livsmedelsverket, 2013b: Föreskrifter om dricksvatten. Tillgänglig: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Dricksvatten/Foreskrifter-om-dricksvatten/> (2014-04-22).
- Livsmedelsverket, 2014: Dricksvatten. Tillgänglig: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Dricksvatten/> (2014-04-20).
- Länsstyrelsen, 2014: Vattenförekomst SE622738-137382. Tillgänglig: <http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE622738-137382> (2014-05-06).
- Naturvårdsverket, 2011. Handbok om vattenskyddsområde. Handbok 2010:5.
- Nilsson, K. & Englov, P., 1979: Avloppsinfiltation. Slutrapport från forskningsprojektet Avloppsinfiltation – grundvattenpåverkan. VIAK AB, Malmö. 193 sidor.
- Statens livsmedelsverks författningssamling, 2001. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten SLVFS 2001:30. Tillgänglig: http://www.slv.se/upload/dokument/lagstiftning/2013/2001_30_omtryck_konsoliderad_2013_4_korr_sidfot.pdf (2014-04-20).
- Stephens, D. B., Hsu, K.-C., Prieksat, M. A., Ankeny, M. D., Blandford, N., Roth, T. L., Kelsey, J. A. & Whitworth, J. R., 1998: A comparison of estimated

- and calculated effective porosity. *Hydrogeology Journal* 6, 156–165.
- Strålsäkerhetsmyndigheten, 2011: Joniserande strålning. Tillgänglig: <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/start/om-stralning/joniserande-stralning/> (2014-12-19).
- Svensson, K., Beckman- Sundh, U., Darnerud, P. O., Forslund, C., Johnsson, H., Lindberg, T. & Sand, S., 2009: Kemisk riskprofil för dricksvatten. Livsmedelsverkets rapportserie 14. 60 sidor. Tillgänglig: http://www.slv.se/upload/dokument/rapporter/kemiska/2009_Livsmedelsverket_14_kemisk_riskprofil_for_dricksvatten.pdf (2014-04-22).
- © Sveriges geologiska undersökning, 2012. Uppsala.
- Tilly, L., Maxe, L. & Johansson, P.-O., 1999: Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning. VA-FORSK rapport. 88 sidor.
- Viak, 1983: Vattenförsörjningsanläggning- Galgbacken, Geologisk översikt. Malmö 1983-03-07.
- WSP, 2013: Förslag till vattenskyddsområde, Galgbackens vattentäkt. Hässleholms Vatten AB. Rapport.

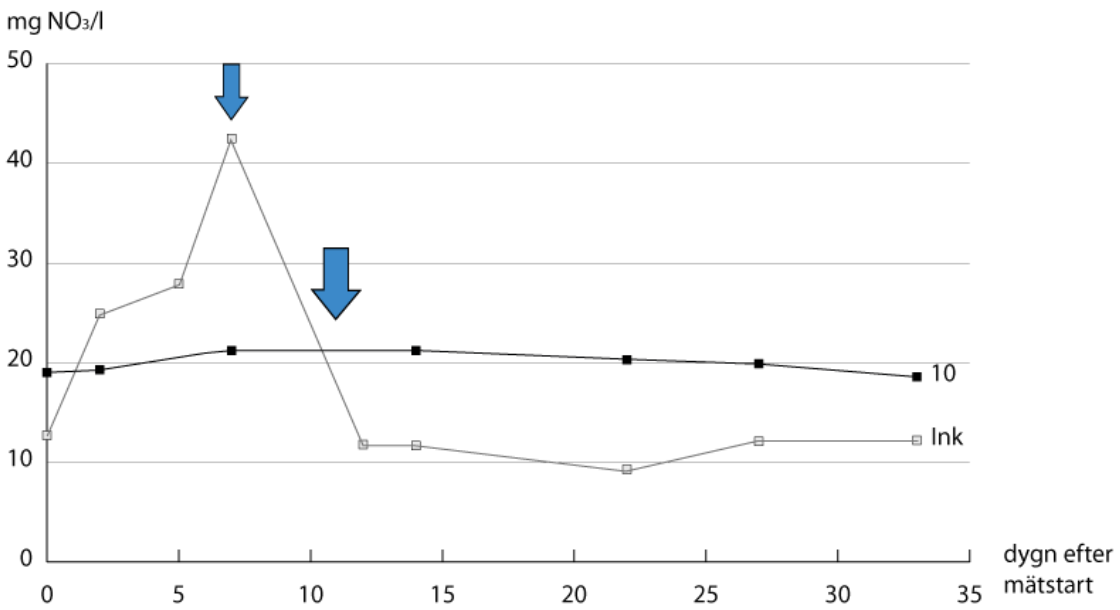
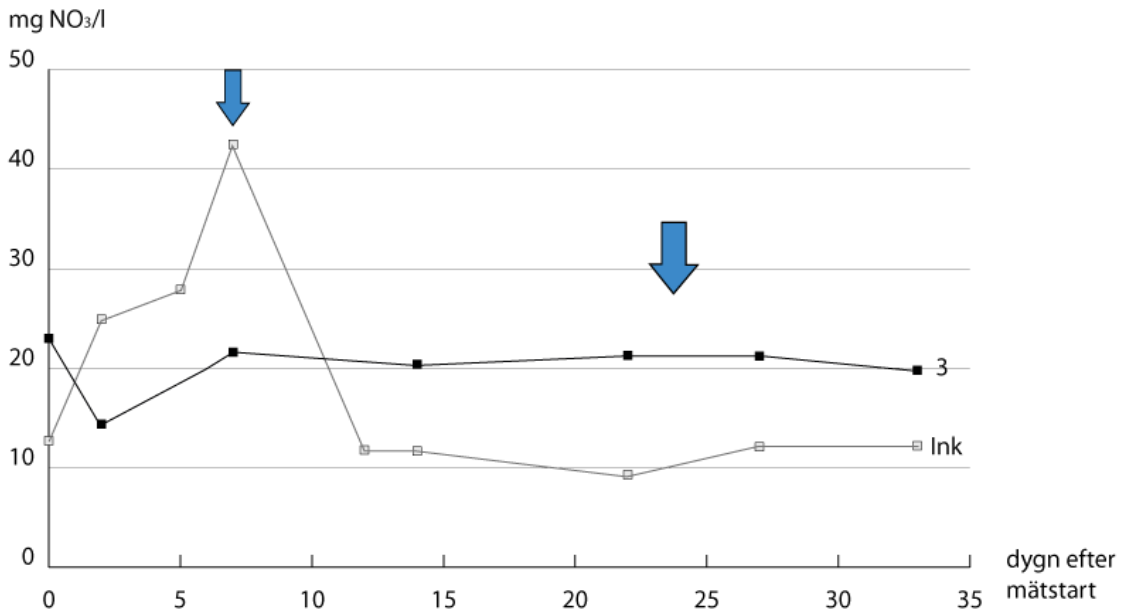
11.1 Bilder

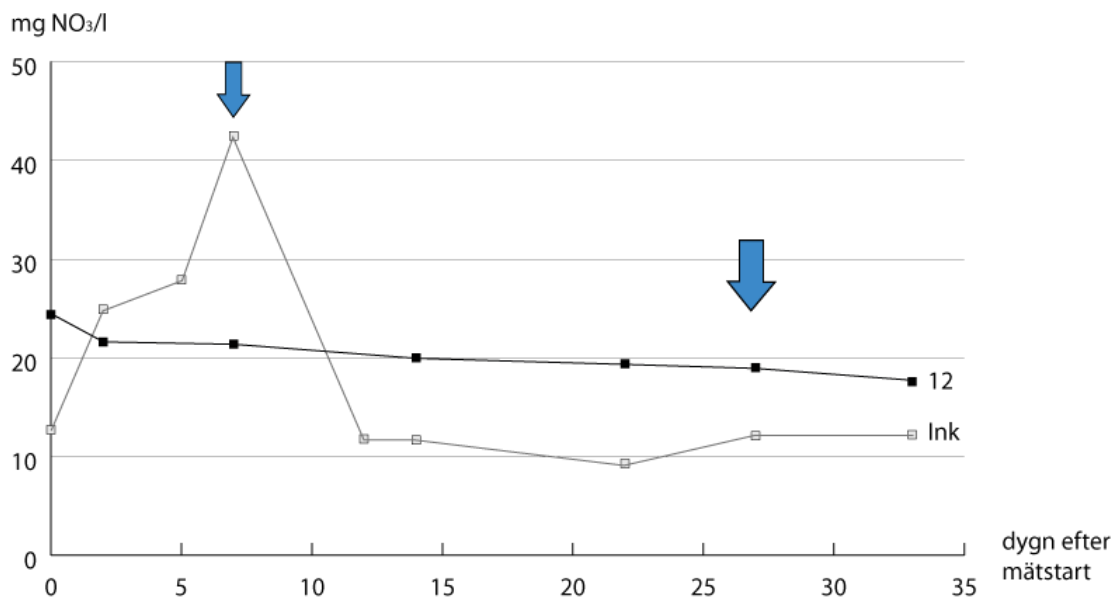
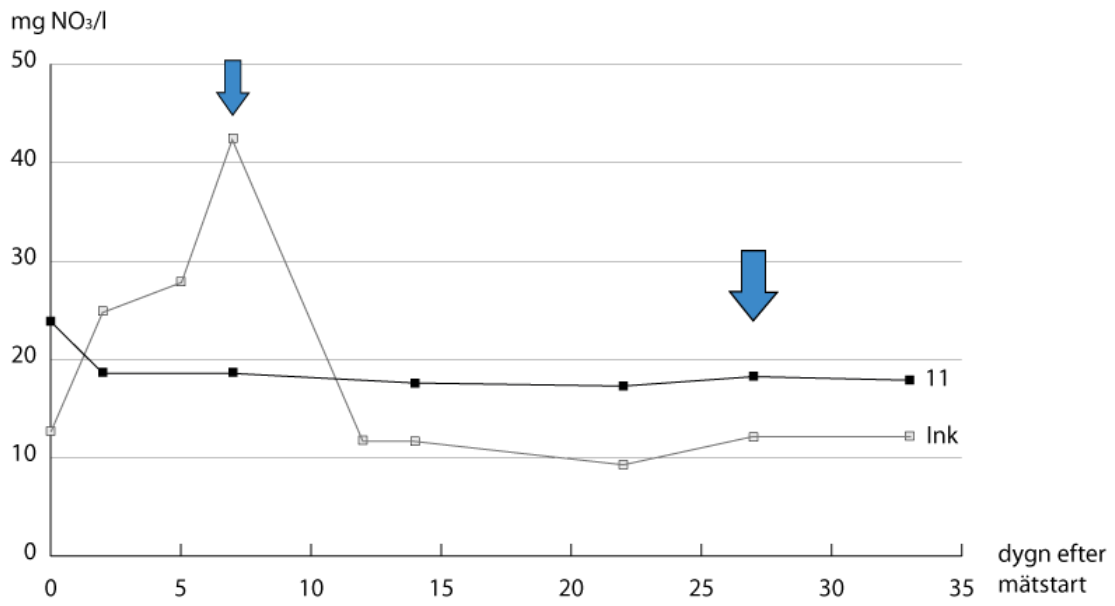
- Eniro, 2014. Hässleholms tätort. Tillgänglig: <http://kartor.eniro.se/> (2014-04-11).
- Sveriges geologiska undersökning, 2014. Jordartsgeologisk karta Hässleholm. Tillgänglig: www.sgu.se (2014-04-14).
- Hässleholms Vatten AB, 2014. Principskiss över Hässleholms vattenanläggning.
- Hässleholms Vatten AB, 2014. Karta uttagsbrunnar.

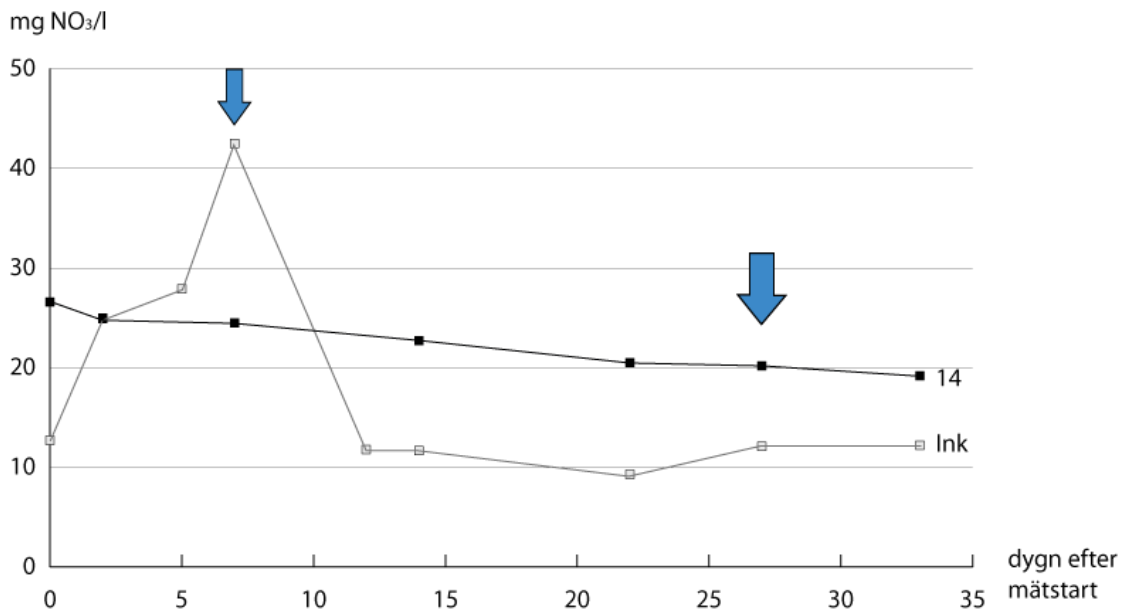
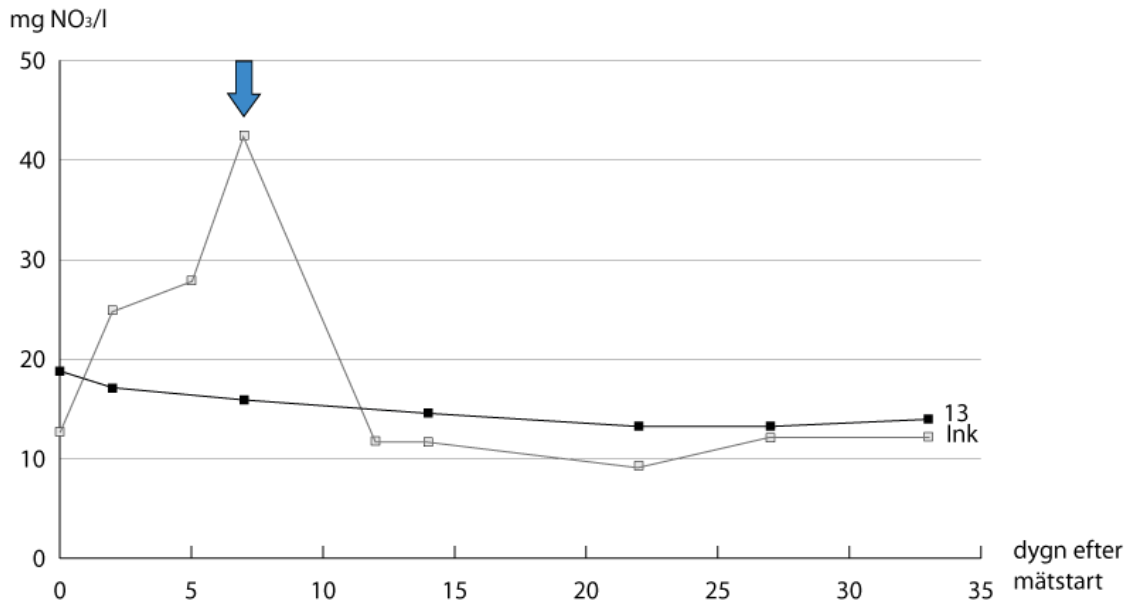
12 Bilagor

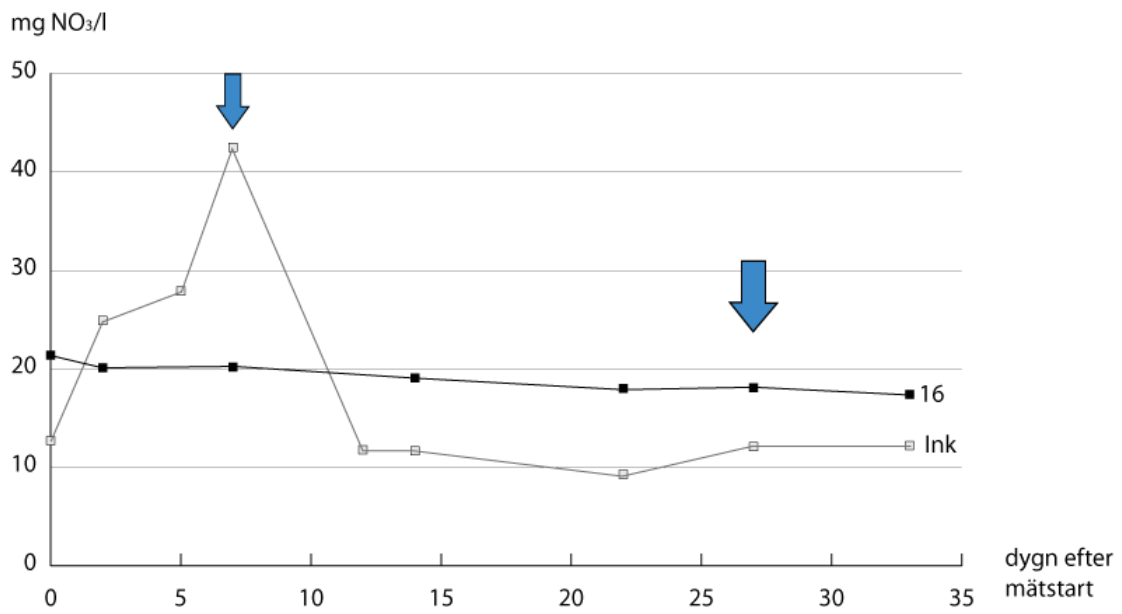
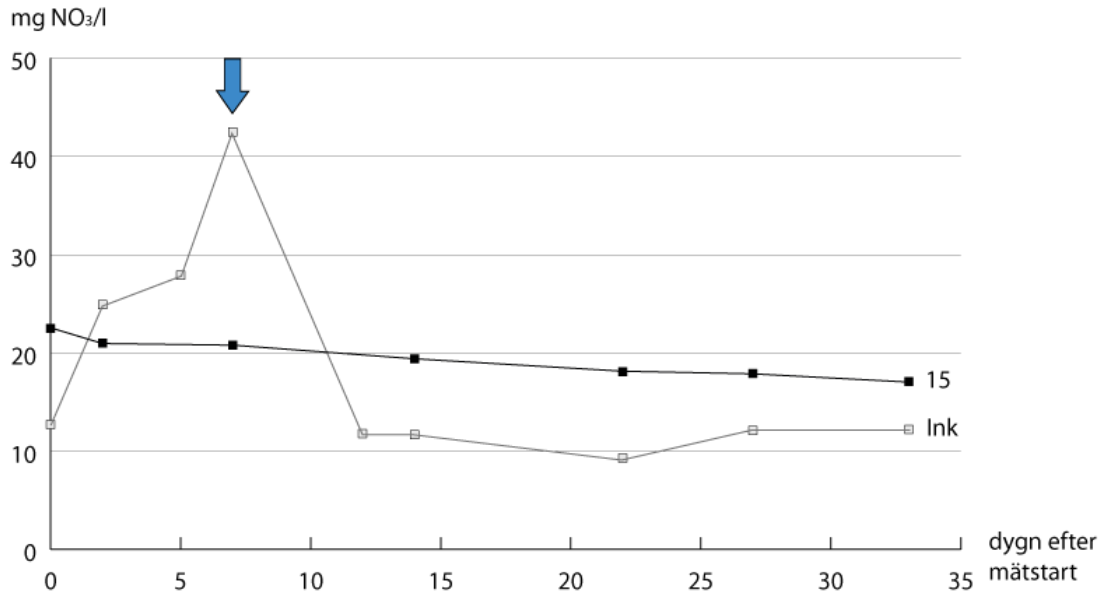
12.1 Bilaga 1

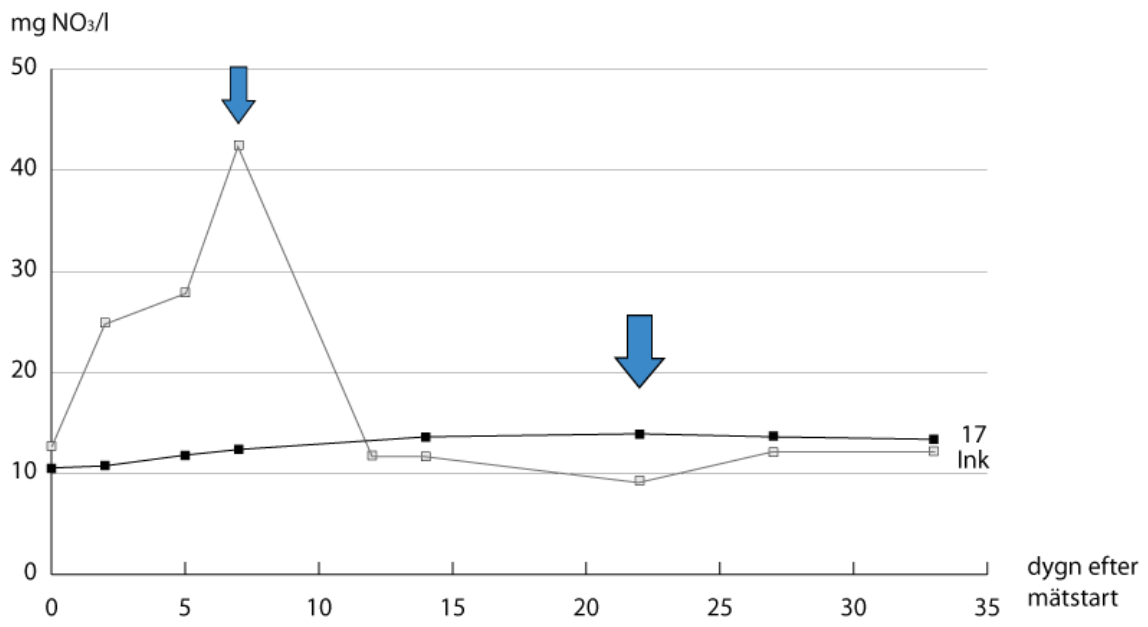
Genombrottskurvor med uppmätt nitrathalt i varje uttagsbrunn tillsammans med halten uppmätt i infiltrationsdammen i mg/l. Pilar visar trendbrott.











Tidigare skrifter i serien

”Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet”:

379. Härling, Jesper, 2014: Food partitioning and dietary habits of mosasaurs (Reptilia, Mosasauridae) from the Campanian (Upper Cretaceous) of the Kristianstad Basin, southern Sweden. (45 hp)
380. Kristensson, Johan, 2014: Ordovicium i Fågelsångskärnan-2, Skåne – stratigrafi och faciesvariationer. (15 hp)
381. Höglund, Ida, 2014: Hiatus - Sveriges första sällskapsspel i sedimentologi. (15 hp)
382. Malmer, Edit, 2014: Vulkanism - en fara för vår hälsa? (15 hp)
383. Stamsnijder, Joaen, 2014: Bestämning av kvartshalt i sandprov - metodutveckling med OSL-, SEM- och EDS-analys. (15 hp)
384. Helmfrid, Annelie, 2014: Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre samhälle. (15 hp)
385. Adolfsson, Max, 2014: Visualizing the volcanic history of the Kaapvaal Craton using ArcGIS. (15 hp)
386. Hajny, Casandra, 2014: Ett mystiskt ryggradsdjursfossil från Åsen och dess koppling till den skånska, krittida ryggradsdjursfaunan. (15 hp)
387. Ekström, Elin, 2014: – Geologins betydelse för geotekniker i Skåne. (15 hp)
388. Thuresson, Emma, 2014: Systematisk sammanställning av större geoenergianläggningar i Sverige. (15 hp)
389. Redmo, Malin, 2014: Paleontologiska och impaktrelaterade studier av ett anomalt lerlager i Schweiz. (15 hp)
390. Artursson, Christopher, 2014: Comparison of radionuclide-based solar reconstructions and sunspot observations the last 2000 years. (15 hp)
391. Svahn, Fredrika, 2014: Traces of impact in crystalline rock – A summary of processes and products of shock metamorphism in crystalline rock with focus on planar deformation features in feldspars. (15 hp)
392. Järvin, Sara, 2014: Studie av faktorer som påverkar skredutbredningen vid Norsälven, Värmland. (15 hp)
393. Åberg, Gisela, 2014: Stratigrafin i Hanöbukten under senaste glaciationen: en studie av borrhälsor från IODP's expedition nr 347. (15 hp)
394. Westlund, Kristian, 2014: Geomorphological evidence for an ongoing transgression on northwestern Svalbard. (15 hp)
395. Rooth, Richard, 2014: Uppföljning av utlastningsgrad vid Dannemora gruva; april 2012 - april 2014. (15 hp)
396. Persson, Daniel, 2014: Miljögeologisk undersökning av deponin vid Getabjär, Sölvesborg. (15 hp)
397. Jennerheim, Jessica, 2014: Undersökning av långsiktiga effekter på mark och grundvatten vid infiltration av lakvatten – fältundersökning och utvärdering av förhållanden vid Kejsarkullens avfallsanläggning, Hultsfred. (15 hp)
398. Särman, Kim, 2014: Utvärdering av befintliga vattenskyddsområden i Sverige. (15 hp)
399. Tuveson, Henrik, 2014: Från hav till land – en beskrivning av geologin i Skrylle. (15 hp)
400. Nilsson Brunlid, Anette, 2014: Paleogeologisk och kemisk-fysikalisk undersökning av ett avvikande sedimentlager i Barsebäcks mosse, sydvästra Skåne, bil dat för ca 13 000 år sedan. (15 hp)
401. Falkenhaus, Jorunn, 2014: Vattnets kretslopp i området vid Lilla Klåveröd: ett kunskapsprojekt med vatten i fokus. (15 hp)
402. Heingård, Miriam, 2014: Long bone and vertebral microanatomy and osteohistology of 'Platycarpus' ptychodon (Reptilia, Mosasauridae) – implications for marine adaptations. (15 hp)
403. Kall, Christoffer, 2014: Microscopic echinoderm remains from the Darriwilian (Middle Ordovician) of Västergötland, Sweden – faunal composition and applicability as environmental proxies. (15 hp)
404. Preis Bergdahl, Daniel, 2014: Geoenergi för växthusjordbruk – Möjlig anläggning av värme och kyla i Västskåne. (15 hp)
405. Jakobsson, Mikael, 2014: Geophysical characterization and petrographic analysis of cap and reservoir rocks within the Lund Sandstone in Kyrkheddinge. (15 hp)
406. Björnfors, Oliver, 2014: A comparison of size fractions in faunal assemblages of deep-water benthic foraminifera—A case study from the coast of SW-Africa.. (15 hp)
407. Rådman, Johan, 2014: U-Pb baddeleyite geochronology and geochemistry of the

- White Mfolozi Dyke Swarm: unravelling the complexities of 2.70-2.66 Ga dyke swarms on the eastern Kaapvaal Craton, South Africa. (45 hp)
408. Andersson, Monica, 2014: Drumliner vid moderna glaciärer — hur vanliga är de? (15 hp)
409. Olsenius, Björn, 2014: Vinderosion, sanddrift och markanvändning på Kristianstadsslätten. (15 hp)
410. Bokhari Friberg, Yasmin, 2014: Oxygen isotopes in corals and their use as proxies for El Niño. (15 hp)
411. Fullerton, Wayne, 2014: REE mineralisation and metasomatic alteration in the Olserum metasediments. (45 hp)
412. Mekhaldi, Florian, 2014: The cosmic-ray events around AD 775 and AD 993 - Assessing their causes and possible effects on climate. (45 hp)
413. Timms Eliasson, Isabelle, 2014: Is it possible to reconstruct local presence of pine on bogs during the Holocene based on pollen data? A study based on surface and stratigraphical samples from three bogs in southern Sweden. (45 hp)
414. Hjulström, Joakim, 2014: Bortforsling av kaxblandat vatten från borrningar via dagvattenledningar: Riskanalys, karaktärisering av kaxvatten och reningsmetoder. (45 hp)
415. Fredrich, Birgit, 2014: Metadolerites as quantitative P-T markers for Sveconorwegian metamorphism, SW Sweden. (45 hp)
416. Alebouyeh Semami, Farnaz, 2014: U-Pb geochronology of the Tsineng dyke swarm and paleomagnetism of the Hartley Basalt, South Africa – evidence for two separate magmatic events at 1.93-1.92 and 1.88-1.84 Ga in the Kalahari craton. (45 hp)
417. Reiche, Sophie, 2014: Ascertaining the lithological boundaries of the Yoldia Sea of the Baltic Sea – a geochemical approach. (45 hp)
418. Mroczek, Robert, 2014: Microscopic shock-metamorphic features in crystalline bedrock: A comparison between shocked and unshocked granite from the Siljan impact structure. (15 hp)
419. Balija, Fisnik, 2014: Radon ett samhällsproblem - En litteraturstudie om geologiskt sammanhang, hälsoeffekter och möjliga lösningar. (15 hp)
420. Andersson, Sandra, 2014: Undersökning av kalciumkarbonatförekomsten i infiltrationsområdet i Sydsvattens vattenverk, Vombverket. (15 hp)
421. Martin, Ellinor, 2014: Chrome spinel grains from the Komstad Limestone Formation, Killeröd, southern Sweden: A high-resolution study of an increased meteorite flux in the Middle Ordovician. (45 hp)
422. Gabriellson, Johan, 2014: A study over Mg/Ca in benthic foraminifera sampled across a large salinity gradient. (45 hp)
423. Ingvaldson, Ola, 2015: Ansvarsutredningar av tre potentiellt förorenade fastigheter i Helsingborgs stad. (15 hp)
424. Robygd, Joakim, 2015: Geochemical and palaeomagnetic characteristics of a Swedish Holocene sediment sequence from Lake Storsjön, Jämtland. (45 hp)
425. Larsson, Måns, 2015: Geofysiska undersökningsmetoder för geoenergisystem. (15 hp)
426. Hertzman, Hanna, 2015: Pharmaceuticals in groundwater - a literature review. (15 hp)
427. Thulin Olander, Henric, 2015: A contribution to the knowledge of Fårö's hydrogeology. (45 hp)
428. Peterffy, Olof, 2015: Sedimentology and carbon isotope stratigraphy of Lower–Middle Ordovician successions of Slemestad (Oslo-Asker, Norway) and Brunflo (Jämtland, Sweden). (45 hp)
429. Sjunnesson, Alexandra, 2015: Spårämnesförsök med nitrat för bedömning av spridning och uppehållstid vid återinfiltration av grundvatten. (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen
Lunds universitet
Sölvegatan 12, 223 62 Lund