

Eliminering av nitrat från pälsfarmområdets mark och grundvatten genom biologisk sanering

Jani Salminen, Sirkku Tuominen och Taina Nystén



MILJÖHANDLEDNING | 2012 sv

Eliminering av nitrat från pälsfarm- områdets mark och grundvatten genom biologisk sanering

Jani Salminen, Sirkku Tuominen och Taina Nystén

Helsingfors 2012

FINLANDS MILJÖCENTRAL



MILJÖHANDLEDNING | 2012 sv
Finlands miljöcentral

Pärmen: Installering av infiltrationssystemet på gång. Fotografiet Sanna Petäjäjärvi.
Layout: Satu Turtiainen, SYKE

Publikationen finns tillgänglig endast på internet: www.ymparisto.fi/syke/publikationer.

ISBN 978-952-11-4038-9 (PDF)
ISSN 1796-167X (online)

FÖRORD

Kväve- och fosforföreningarna i pälsdjurens avföring urlakas med regn- och smältvattnen till grundvattnen eller som ytavrinning till vattendragen om pälsfarmerna inte har hallar eller vattentäta gödselunderlag för minimering av belastningen på vattendragen. Ammonium som härstammar från pälsdjurens exkrement förvandlas av markens bakterier genom nitrifikation till nitriter. Nitrifikationen är en process som producerar surhet, vilket resulterar i att grundvattnet försuras och upplösningen av flera tungmetaller i grundvattnet ökar. Nitrat försvagar kroppens förmåga att utnyttja syre och i kroppen kan nitrat omvandlas till nitrit och karcoinogeta nitrosoaminer.

Enligt EU:s ramdirektiv för vattenpolitiken (2000/60/EG) ska trenderna för förorenande ämnen som orsakas av mänsklig verksamhet i grund- och ytvattnen vändas i en nedåtgående riktning senast år 2015. Miljöskyddslagens (MSL, 86/2000) förbud mot förorening av mark och grundvatten samt dess allmänna principer syftar till att effekterna av skadliga ämnen förhindras i förväg eller, om de inte kan helt förhindras, begränsas till så små som möjligt. Enligt statsrådets principbeslut om riktlinjer för vattenskyddet fram till år 2015 betonas i minskningen av skadorna från pälsproduktion och pälsdjursuppfödning att vattenskyddssynpunkterna tas i beaktande vid placeringen av produktionen, att bästa tillgängliga teknik för att minska näringsutläppen tillämpas samt att utnyttjandet och produktifieringen av gödsel utreds.

Vid pälsfarmerna har marken tidigare vanligen sanerats genom utbyte av jordmassor, där de utgrävda förorenade jordmassorna har transporterats bort för efterbehandling. I en biologisk in situ -sanering undviks däremot stora utbytesprocesser eftersom (största delen av) de jordmassor som ska efterbehandlas inte behöver föras bort från området. Enligt avfallslagen är förorenad jord avfall efter utgrävningen och ska därför behandlas enligt författningarna som gäller avfall.

För att kontrollera effekterna på och riskerna för grundvattnen av pälsdjursuppfödning och för att korrigera redan skedda föroreningsskador behövs praktiska, utforskade, kostnads- och ekoeffektiva saneringsmetoder. I NITROS-undersökningen (Eliminering av nitrat från pälsfarmområdets mark och grundvatten, 2004–2009) utvecklades och testades en biologisk in situ -saneringsmetod för rening av mark och grundvatten som förorenats med nitrat från pälsfarmområden.

Denna handbok redogör för biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat och bokens målgrupper är verksamhetsutövare, konsulter i miljöbranschen och myndigheterna. Handboken innehåller en kort översikt av lagstiftningen och verksamhetsutövarens skyldigheter i frågor som gäller förorening av mark och grundvatten. Därtill behandlas de specialfrågor som gäller förorening av grund-

vattnet på pälsfarmområden och både teoretisk och på erfarenhet baserad kunskap om biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat presenteras. Handboken och de avsnitt som beskriver hur en sanering utförs baserar sig på material som erhållits i NITROS-undersökningen. Resultat från motsvarande saneringar har inte tidigare publicerats i Finland. Saneringsmetodens grundprinciper är däremot allmänt accepterade och är även kända i internationell litteratur. Handbokens innehåll går att tillämpa på motsvarande objekt i Finland utan att förbigå varje objekts och grundvattenområdes särdrag, som alltid ska särskilt tas i beaktande oberoende vilken saneringsmetod för grundvattnet som tillämpas.

Handboken har utarbetats av specialforskare TkD Jani Salminen, specialforskare TkL Sirkku Tuominen och enhetschef FD Taina Nystén. Till handledningsprojektets styrgrupp hörde som sakkunniga geolog Ilkka Närhi från Närings-, trafik- och miljöcentralen i Södra Österbotten, Timo Mikkola från Finlands Pälsdjursuppfödarens förbund rf. (FPF), ledande grundvattensexpert FM Jukka Ikäheimo från Pöyry Finland Oy och docent Jouni Lehtoranta från Finlands miljöcentral (SYKE). Dessutom har vi haft fördelen att utnyttja specialplanerare Outi Pyys och specialforskare Jouko Tuomainens sakkännedom i de olika skedena i handbokens utformning. Dessa sakkunniga har följt med och bedömt sammanställningen av handboken och gjort förslag om bokens innehåll.

Utkastet till handboken sändes för kommentarer till 90 organisationer, bland annat närings-, trafik- och miljöcentralerna, regionförvaltningsverken, vattenskyddsföreningarna, landskapsförbunden, verksamhetsidkarna inom pälsfarmsbranschen samt kommuner där det finns minst fem pälsfarmer.

Finansiering från miljöministeriet, FPF rf. och SYKE har varit en förutsättning för tillkomsten av denna handbok. Jag vill framföra mitt tack till alla som deltagit i att främja publikationen av denna handbok.

I Helsingfors, den 29 februari 2012
enhetschef Taina Nystén

INNEHÅLL

Förord	3
Innehåll	5
1 Verksamhetsutövarens ansvar och skyldigheter	7
1.1 Lagstiftning	7
1.2 Saneringsbehovet när pälsfarmens verksamhet upphör	8
1.3 Synpunkter som skall tas i beaktande med tanke på skyddet av grundvattnet vid planeringen av en pälsfarms efterbehandling	8
1.4 Tillstånd som krävs för ett saneringsprojekt	9
2 Farmområdenas inverkan på marken och grundvattnet	12
3 Utredning om spridningen av skadliga ämnen på ett pälsfarmområde	13
4 Biologisk sanering av grundvatten som förorenats med kväveföreningar	14
5 Förutsättningarna för en lyckad sanering	17
5.1 Kartläggning av utgångsläget	17
5.2 Bestämning av grundvattnets strömningsförhållanden och placering av infiltrationsbädden	18
5.3 Infiltrering av kolkällan, uppföljning av saneringen och dess mål	18
5.4 Risker och riskkontroll	19
6 Uppföljning av saneringsprocessen	20
7 Kostnaderna för undersökningar och sanering	21
Litteratur	22
Annan litteratur om ämnet	22

BILAGA 1	
Nitrifikation och denitrifikation i marken och grundvattnet	23
Bilaga 1.1 Processerna	23
Bilaga 1.2 Denitrifikationspotentialen i grundvattnen	24
Bilaga 1.3 Faktorer som påverkar denitrifikationshastigheten i mark- och grundvattenmiljö	25
Litteraturlista för bilaga 1	26
BILAGA 2	
Bedömning av markens och grundvattnets föroreningsgrad i NITROS-projektet	27
BILAGA 3	
Infiltrering av kolkällan i NITROS-projektet	29
BILAGA 4	
Exempel på de viktigaste observationsresultaten från uppföljningen av porgaserna och grundvattenkvaliteten i NITROS-projektet	30
Bilaga 4.1 Observationsrör 13A	30
Bilaga 4.2 Observationsrör 18	32
Bilaga 4.3 Observationsrör 19	33
Bilaga 4.4 Observationsrör 14	34
Bilaga 4.5 Observationsrör 7A	36
Bilaga 4.6 Observationsrör 13B	38
Bilaga 4.7 Observationsrör 5A	39
Bilaga 4.8 Observationsrör 1A	40
Bilaga 4.9 Uppkomsten av nitrit i grundvattnet	41
Bilaga 4.10 pH-värdets inverkan på denitrifikationshastigheten	41
Litteraturen i bilaga 4	42
Kuvailulehti	45
Presentationsblad	46
Documentation page	47

1.1

Lagstiftning

Enligt EU:s ramdirektiv för vattenpolitiken (2000/60/EG) ska trenderna för förorenande ämnen som orsakas av mänsklig verksamhet vändas i en nedåtgående riktning senast år 2015 (Lag om vattenvårdsförvaltningen 1299/2004). Miljöskyddslagens (MSL, 86/2000) förbud mot förorening av mark och grundvatten samt dess allmänna principer syftar till att effekterna av skadliga ämnen förhindras i förväg eller, om de inte kan helt förhindras, begränsas till så små som möjligt. Därtill, enligt statsrådets principbeslut om riktlinjer för vattenskyddet fram till år 2015, betonas i minskningen av skadorna från pälsproduktion och pälsdjursuppfödning att vattenskyddssynpunkterna tas i beaktande vid placeringen av produktionen, att bästa tillgängliga teknik för att minska närsaltsutläppen tillämpas samt att utnyttjandet och produktifieringen av gödsel utreds (Miljöministeriet 2007).

Om ämnen som är farliga och skadliga för vattenmiljön föreskrivs också i statsrådets förordning 1022/2006 och i förordningen om ändring av den (342/2009). Syftet med dessa förordningar är att skydda yt- och grundvattnen och att förbättra deras kvalitet genom att förebygga förorening och risken för förorening av farliga och skadliga ämnen (inkl. nitrat). Målet är att på en gång eller stegvis eliminera utsläpp och urlakning i ytvattnen av ämnen som är farliga för vattenmiljön samt att stegvis minska utsläpp och urlakning av skadliga ämnen. Utsläpp av farliga ämnen i grundvattnet förhindras och begränsas. Ett mål är dessutom att vattentjänstverkens verksamhet inte orsakar olägenhet av utsläpp och urlakning av ämnen som är farliga eller skadliga för vattenmiljön och att nivån av vattenrening som krävs för framställning av dricksvatten vid behov kan sänkas.

Verksamhetsutövaren skall känna till verksamhetens konsekvenser för miljön under verksamheten och när den upphört (Miljöskyddslag 86/2000). Mark och grundvatten som förorenats av verksamheten ska saneras. Saneringsskyldigheten grundar sig i nya fall (efter 1.1.1994) på MSL:s bestämmelser och i gamla (efter 1.1.1994) på bestämmelserna i avfallslagen. Ansvarig för saneringen är i första hand den som orsakat föroreningen. Om den som orsakat föroreningen inte är känd, kan nås eller kan ställas till svars för (t.ex. konkurs), överförs ansvaret till områdets innehavare. Denna handbok är avsedd för situationer där det finns en frivillig som åtar sig saneringsprojektet, varför lagstiftningen om ansvarfrågorna inte förklaras närmare.

Saneringsbehovet när pälsfarmens verksamhet upphör

Enligt miljöskyddslagen (MSL 86/2000) ska en plan över de åtgärder som behövs för att avsluta verksamheten lämnas in till tillståndsmyndigheten innan verksamheten avslutas. Om det ikraftvarande (miljö)tillståndet inte innehåller tillräckliga villkor om åtgärder som behövs för avslutande av verksamheten, ska tillståndsmyndigheten meddela dem. Generellt lönar det sig att följa god praxis och lämna in informationen om verksamhetens upphörande förutom till tillståndsmyndigheten också till representanten för kommunens miljöförvaldning, den närings-, trafik- och miljöförvaldning (ELY-central) där fastigheten är belägen och dessutom till de lokala producentorganisationerna.

Verksamhetsutövaren är skyldig att se till att förorening av miljön förebyggs och att den förorenade miljön saneras både när verksamheten pågår och när den avslutats. Hans eller hennes uppgift är att utreda om marken och grundvattnet eventuellt är förorenade. Detta är en del av en god efterbehandling av en pälsfarm.

Om det är sannolikt att marken eller grundvattnet har förorenats, kan ELY-centralen ålägga den som är ansvarig för reningen att utreda omfattningen och reningsbehovet i det förorenade området (MSL). Bedömningen av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet skall grunda sig på en bedömning av de risker eller olägenheter som skadliga ämnen i marken orsakar hälsan och miljön (Statsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet, den s.k. PIMA-förordningen 214/2007). Marken klassificeras som förorenad utgående från de skadliga ämnen den innehåller och de risker eller olägenheter dessa ämnen orsakar miljö eller hälsa och/eller om den orsakar förorening av den övriga miljön, till exempel av grundvattnet eller vattendragen.

Synpunkter som skall tas i beaktande med tanke på skyddet av grundvattnet vid planeringen av en pälsfarms efterbehandling

Kväve- och fosforföreningarna i pälsdjurens gödsel kan förorena grundvattnet. Därtill finns en risk att gödseln innehåller skadliga ämnen (t.ex. dioxiner och andra långlivade organiska föreningar, läkemedel) som kan orsaka förorening av marken och grundvattnet både på pälsfarmområdet och på de områden där den avskalade marksubstansen från pälsfarmens efterbehandling förvaras temporärt eller slutgiltigt (åkerbruk, grönybyggnad o.dyl.)

Det är bra att utarbeta en skild plan över efterbehandlingen av ett pälsfarmområde innan man inleder projektet. Det är god praxis att lämna in planen förutom till tillståndsmyndigheten också till både kommunens miljöförvaldning och den lokala ELY-centralen.

I en väl utarbetad plan över efterbehandlingen av ett pälsfarmområde bör ingå:

- Rivning av skugghuset och arbetets tidtabell
- Förslag till transport av bygg- och gödselavfallet till lämplig plats enligt kommunens bestämmelser om avfallshantering
- Närsalts- och andra analysresultat av gödseln
- Förslag till avlägsnande och transport av gödseln och gödselunderlagen för att behandlas eller utnyttjas

- Förslag till utjämning av marken och omvandling av området till ett grönt landskap
- Förslag till senare användning av området, t.ex. skogsplantering, åkerodling
- En skiss över placeringen av kontrollrören för grundvattnet och en kontrollplan.

1.4

Tillstånd som krävs för ett saneringsprojekt

Saneringen av förorenad mark kan inledas genom att göra en anmälan till miljövårdsmyndigheten eller ansöka om miljötillstånd för reningen. Den behöriga myndigheten fattar med anledning av anmälan eller miljötillståndsansökan ett beslut som bl.a. ställer krav på reningsarbetets slutresultat och innehåller vid behov bestämmelser om hur reningsarbetet ska genomföras (Järvinen mfl. 2010). Om det föreligger oklarhet om ifall en s.k. PIMA-anmälan är tillräcklig eller om miljötillstånd behövs, är det tillrådligt att ta kontakt med den regionala ELY-centralen eller regionförvaltningen.

Ärende som gäller sanering av förorenad mark och därmed anslutet grundvatten beslutas i allmänhet i ett anmälningsförfarande (sk. PIMA-anmälan). Kravet är att (Miljöskyddslag 78 § 2 mom.):

- det förorenade områdets storlek och markens föroreningsgrad har utretts tillräckligt noggrant
- saneringen sker enligt allmänt bruklig, godtagbar metod
- verksamheten leder inte till annan förorening av miljön.

Anmälan till ELY-centralen ska göras i god tid, dock senast 30 dygn före det för reningen väsentliga skedet påbörjas. Saneringsarbetet kan påbörjas efter 30 dygn även om myndigheten inte har fattat beslut. Då ska man beakta att myndighetens lagakraftvunna beslut ska iakttas oberoende om saneringsarbetena har börjat eller ej. Risken finns att beslutet inte motsvarar den plan som tillståndssökaren presenterat. För ansökan uppmanas sökaren att använda miljöförvaltningens blankett 6902 (Järvinen mfl. 2010).

Vid pälsfarmerna har marken tidigare vanligen sanerats genom utbyte av jordmassor, där de utgrävda förorenade jordmassorna har transporterats bort för efterbehandling. I biologisk sanering undviks däremot stora utbytesprocesser eftersom största delen av de jordmassor som ska efterbehandlas inte behöver transporteras från området. Även i biologisk sanering ska dock markens ytskikt skalas bort. Förorenad jord är efter grävning avfall och ska då behandlas enligt de författningar som gäller avfall (Avfallslagen).

Ifall man i saneringen använder den metod som beskrivs i denna handbok, används en s.k. PIMA-anmälan om inte den lokala ELY-centralen kräver annat. Det lönar sig att ta reda på av den lokala ELY-centralen om det eventuellt behövs miljötillstånd eller anmälan om försöksverksamhet innan man börjar planera saneringen.

Om någon ny metod används i saneringen, som man inte har tidigare erfarenheter av i Finland och som inte är i allmänt bruk eller godkänd i vårt land, krävs för saneringen antingen att en anmälan görs till ELY-centralen om försöksverksamhet eller miljötillstånd som söks hos regionförvaltningsverket (Bild 1).

När saneringsarbetet är slutfört utarbetas en slutrapport som beskriver hur arbetet genomfördes, markens tillstånd efter arbetets fullbordande samt behandlingen av det avfall som uppkommit. Slutrapporten levereras till den myndighet som fattat beslutet om reningen av området (Nikunen mfl. 2010 och Järvinen mfl. 2010).

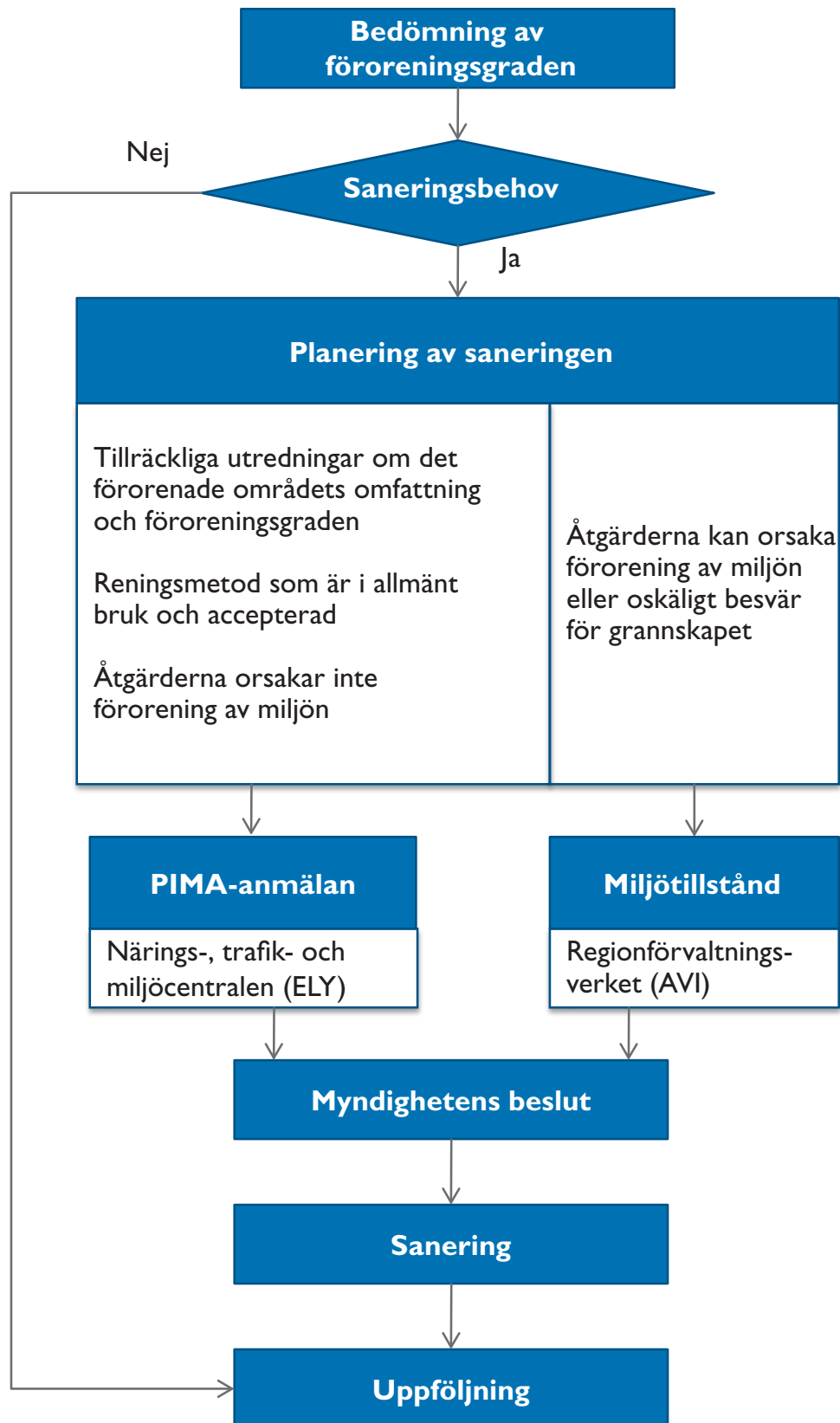


Bild 1. Mark- och grundvattenssaneringens olika skeden.

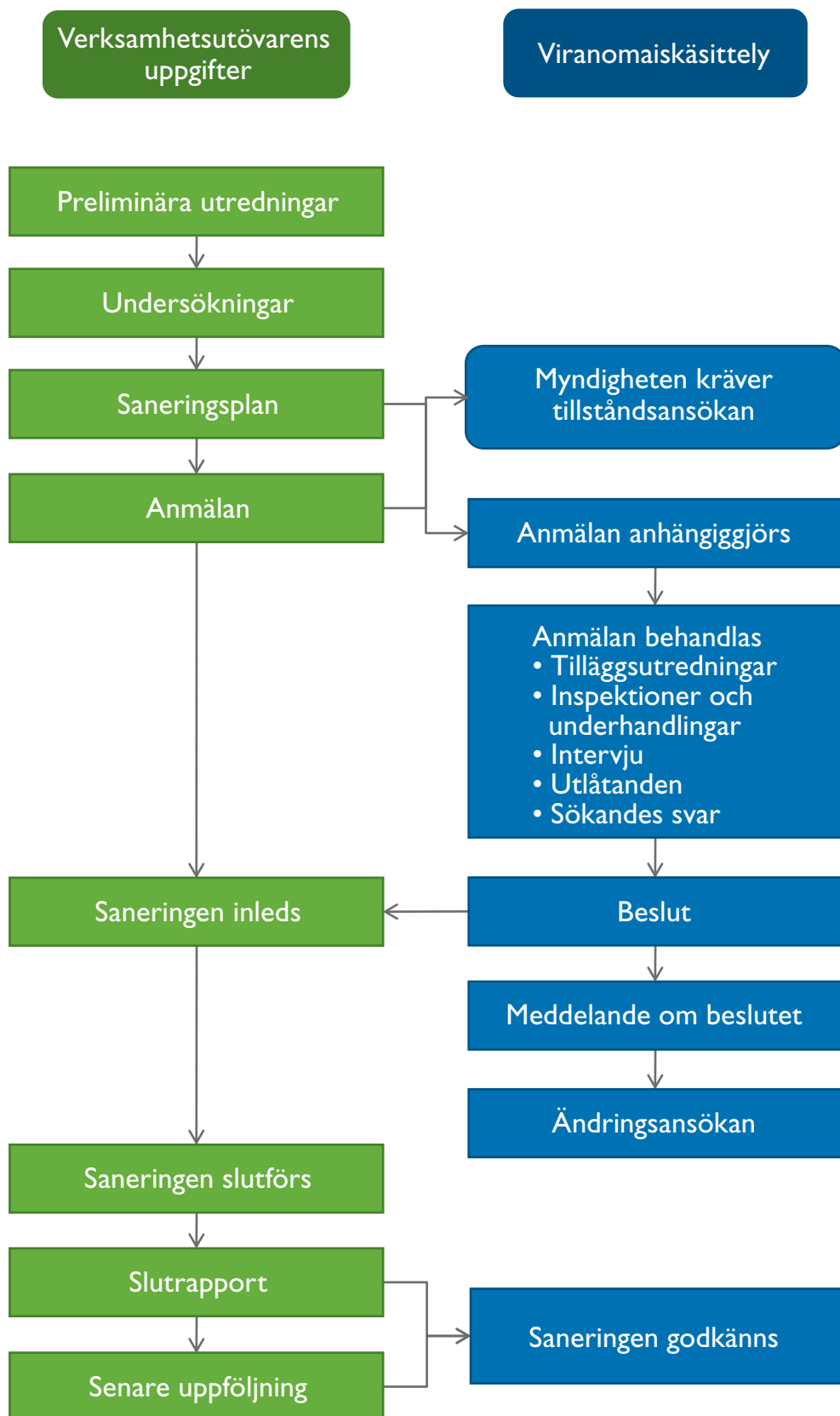


Bild 2. Verksamhetsutövarens åligganden och myndighetsbehandlingen i anmälningsförfarande som gäller rening av förorenad mark (bearbetat ur publikationen Mäenpää 2002).

2 Farmområdenas inverkan på marken och grundvattnet

Pälsdjurens avföring innehåller rikligt med kväve- och fosforföreningar. Kvävets organiska föreningar (till exempel urea) nedbryts snabbt biologiskt när de hamnar i marken och då **uppkommer oorganiskt ammonium** (NH_4^+). En del av det stannar i marken, en del transporteras **med regn- och smältvattnen till grundvattnet** och en del oxideras som en följd av bakterieverksamhet till nitrit (NO_2^-) och nitrat (NO_3^-). Ammoniets mikrobiologiska oxidering till nitrit och nitrat är **en reaktion som konsumerar syre och producerar surhet**. Nitrat och nitrit är mycket vattenlösliga föreningar och transporteras lätt till grundvattnet och med grundvattnet. Där sker knappast någon denitrifikation. I marken och i någon mån i grundvattnet kan nitrat och nitrit omvandlas av bakterier till gasformigt kväve, en gas som utgör cirka 78 % av jordens atmosfär. Denna så kallade **denitrifikationsprocess** sker i anaeroba förhållanden. Fosfor i avföringen har en kraftig benägenhet att hållas kvar i marken och transporteras i mindre mängd än kväveföreningarna till grundvattnet och med grundvattnet.

Pälsfarmområdenas **inverkan på grundvattnet** syns som:

- förhöjda halter ammonium-, nitrat- och nitritkväve
- förhöjda halter klorid och sulfat
- låga pH-värden
- förhöjda metallhalter
- syreförbrukning eller anaeroba förhållanden
- låga halter organisk substans.

Kraven som gäller kväveföreningarna i hushållsvatten (Social- och hälsovårdsministeriet) är följande: nitrat 50 mg/l (som nitratkväve 11 mg/l), nitrit 0,5 mg/l (som nitritkväve 0,15 mg/l). Kvalitetsrekommendationen för ammoniumkväve är 0,5 mg/l (som ammoniumkväve 0,4 mg/l). Kvalitetskraven och -rekommendationerna för hushållsvatten när det gäller andra ämnen, till exempel metaller, klorid och sulfat kan hittas på internet (<http://www.finlex.fi/sv/laki/alkup/2000/20000461>).

Utredning om spridningen av skadliga ämnen på ett pälsfarmområde

Ett område som misstänks vara förorenat ska utredningar göras om föroreningen, i enlighet med Statsrådets förordning. I detta kapitel diskuteras frågor som är väsentliga för utredningen av de skadliga ämnens spridning i synnerhet i pälsfarmsmiljö. Syftet med dessa undersökningar är att få fram data om halterna skadliga ämnen som förekommer i marken och grundvattnet och som transporteras med strömmarna till grundvattnet. I undersökningarna erhålls data om markens kvalitet och grundvattensförhållandena i området. De data som behövs [samlas till exempel på följande sätt](#) (för mera information se <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=397773&lan=FI&clan=sv>):

- markborrningar och samtidigt tagna markprov och foton
- porgasrör i marken
- kontrollrör för grundvattnet
- slug-test för bestämning av vattnets hydrauliska konduktivitet
- bestämningar i laboratorium och fält av grundvattnets kvalitet och kemiska sammansättning
- markörtest.

I området som ska undersökas installeras observationsrör för grundvattnet för att utreda dess kvalitet och strömningsförhållanden. [Kvaliteten hos grundvattnet i naturtillstånd](#) undersöks från minst ett observationsrör i området. Minst 3–5 grundvattenrör bör installeras för att grundvattnets strömningsriktning ska kunna bestämmas tillförlitligt. En pålitlig bedömning av transporten av skadliga ämnen och en lyckad planering av saneringsåtgärderna förutsätter ofta betydligt fler observationsrör. Grundvattnets kvalitetsdata i ett område som misstänks vara förorenat jämförs med kvaliteten hos områdets grundvatten i naturtillstånd.

4 Biologisk sanering av grundvatten som förorenats med kväveföreningar

Metoden som utvecklats i NITROS-projektet för sanering av grundvatten förorenat med nitrat utgår från att utnyttja naturens bakterieverksamhet (Petäjajarvi mfl. 2010). Så kallade denitrifierande bakterier förvandlar nitratkväve via mellanstadier till ofarlig kvävgas. Metoden baserar sig på en modifiering av förhållandena så att de denitrifierande bakterierna förökar sig och är aktiva i grundvattnet. Detta betyder i praktiken att ett lätt biologiskt nedbrytbart organiskt ämne (till exempel etanol) leds genom marken till grundvattnet. Etanolen fungerar som de denitrifierande bakteriernas energikälla och när dessa bakterier bryter ned etanol andas de nitrat i stället för syre och producerar koldioxid och kvävgas. Processen kan göras betydligt snabbare genom att höja det sura grundvattnets pH-värde till nära neutralt.

Saneringen utförs så att en infiltrationsbädd konstrueras på ett lämpligt ställe i området. En blandning av etanol och vatten leds genom bädden till markens omätade skikt. Det etanolhaltiga vattnet transporteras till grundvattnet. Under infiltrationsbädden och 1 m från den nedåt i strömningsriktningen bildas ett aktivt denitrifikationsskikt där bakterierna bryter ner etanol och samtidigt eliminerar nitrat (Bild 4). Soares (2000) har beskrivit saneringsmetoder som använts i andra länder där kolkällan har infiltrerats genom brunnar direkt till grundvattnet, men dessa metoder har inte använts i Finland.

Metoden som beskrivs i denna handbok lämpar sig också för klassificerade grundvattenområden (klasserna I och II). NITROS-projektet genomfördes i Karkauskangas grundvattenområde som har klassificerats som ett viktigt grundvattenområde för grundvattenförsörjningen. I Karkauskangas finns för tillfället ingen kommunal anläggning för vattenintag eller annat vattenuttag.

Genom att tillämpa metoden som beskrivs i handboken kan kvaliteten hos sådant grundvatten förbättras som redan förorenats med nitrat och nitrit i ett område vars vatten används eller skulle kunna användas för uttag av hushållsvatten. Då skall man fästa speciell uppmärksamhet vid de synpunkter som gäller doseringen av kolkällan och de halter som ställts som mål för saneringen.

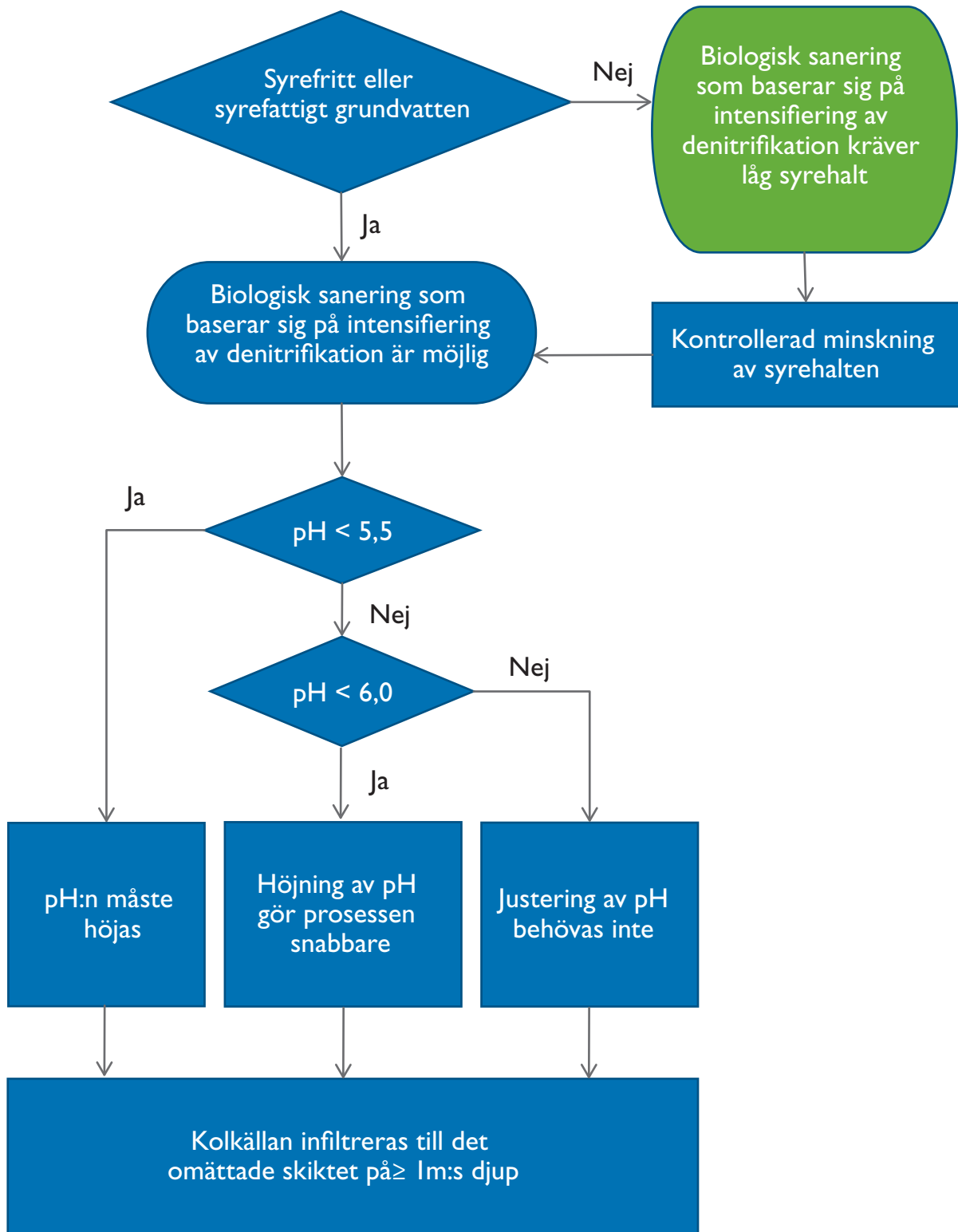


Bild 3. Val av metod för biologisk sanering som baserar sig på intensifiering av denitrifikation.

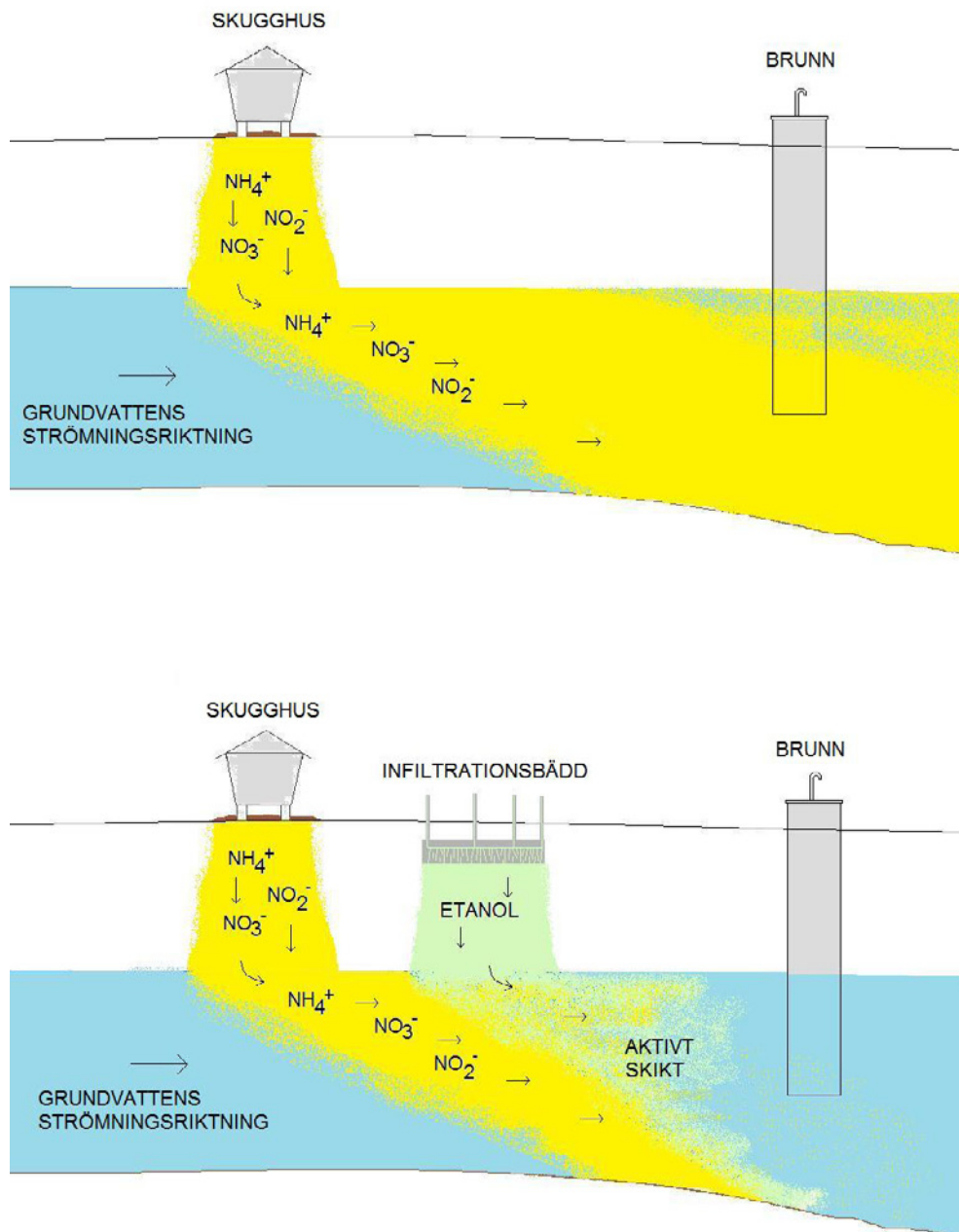


Bild 4. Den övre skissen. Förorening av grundvattnet med kväveföreningar (gult fält) på ett pälsfarmområde. Den nedre skissen. Sanering av grundvattnet genom infiltrering av en kolkälla (till exempel etanol) till grundvattnet genom en infiltrationsbädd placerad i sjunkvattensskiktet. Det s.k. aktiva skiktet bildas nedströms från infiltrationsbädden. Vid valet av infiltrationsbäddens placering bör följande faktorer tas i beaktande: Infiltrationsbädden bör ligga nedanför utsläppskällan i strömningens riktning eller omedelbart ovanför utsläppskällan. Marken under infiltrationsbädden ska släppa igenom vatten så bra att den infiltrerade kolkällan transporteras effektivt direkt till grundvattnet. Under bädden får inte finnas sedimentskikt som inte släpper igenom vatten effektivt (till exempel ogenomträngliga lerskikt) eller ett skikt av hängande grundvatten. Genom att infiltrationsbädden är i sjunkvattensskiktet kan kolkällan spridas också till ett större område, om grundvattnet har förorenats på ett stort område.

5.1

Kartläggning av utgångsläget

Utgångsläget, det vill säga förekomsten av skadliga ämnen i områdets olika delar och på olika djup samt grundvattnets huvudströmningsriktning och strömningsförhållanden, till exempel markens hydrauliska konduktivitet, ska klarläggas omsorgsfullt. I NITROS-försöksområdet var grundvattnet mest förorenat i ett cirka 3-5 m tjockt skikt i vertikal riktning. Under det förorenade skiktet var grundvattnet i naturtillstånd. Grundvattenrör placerades i samma observationspunkt både i det förorenade skiktet och i det underliggande naturenliga skiktet. Behandlingens effekt och en grundligare kontroll av grundvattenkvaliteten gjordes i det övre, förorenade skiktet. Data om grundvattnets kvalitet under saneringen samlas också utanför det behandlade området från minst ett observationsrör för att kunna bedöma den av behandling oberoende naturliga variationen.

I utgångsläget bedöms behovet av sanering av grundvattnet (och marken) och förutsättningarna för saneringsmetod utgående från grundvattnets kvalitetsdata. Saneringsbehovets och saneringens mål (till exempel målnivåerna för de skadliga ämnena i områdets grundvatten) presenteras i saneringsplanen och tillståndsmyndigheten fastställer dem.

I NITROS-försöksområdet var grundvattnet som förorenats **med nitrat och nitrit syrefritt, surt och innehöll mycket lite organisk substans**. Utgående från detta bedömdes att denitrifikationen begränsades av bristen på lätt nedbrytbar organisk substans och av lågt pH.

När det finns syre i grundvattnet och/eller mycket organisk substans finns det å sin sida orsak att misstänka att denitrifikationspotentialen i saneringsområdet är låg och att det är besvärligt att utnyttja den. Då bör metodens lämplighet i ifrågasvarande område utredas noggrannare. **Denitrifikationspotentialen kan bestämmas lätt, snabbt och förmånligt ur grundvatten- och markrör i laborieförhållanden**. Detta är ett sätt att bedöma saneringens förutsättningar med den metod som utvecklats i NITROS-projektet före saneringsåtgärder vidtas.

Bakteriernas verksamhet i sval miljö (4-10 oC) är långsammare än i varmare miljöer. Grundvattnets och de djupare markskiktens temperatur varierar rätt lite under olika årstider och de denitrifierande bakterierna är aktiva under hela året.

Bestämning av grundvattnets strömningsförhållanden och placering av infiltrationsbädden

Infiltrationsbädden ska placeras nedströms i strömningsriktningen från utsläppskällan (skugghusen) (Bild 4). En god kännedom om grundvattnets strömningsförhållanden i området är nödvändig för att åstadkomma en lyckad sanering.

Tre observationsrör är minimum för att få reda på grundvattnets genomsnittliga strömningsriktning och då får rören inte ligga på samma linje, utan de ska omsluta ett triangelformat område.

Preliminära strömningshastigheter beräknas utgående från data om markens kornstorlek samt från resultaten av slug- och marktest. På detta sätt kan det behandlade vattnets utbytestid uppskattas i förväg och proven tas vid rätt tidpunkt.

I NITROS-försöksområdet bildades det mikrobiologiskt aktiva denitrifikations-skiktet i strömningsriktningen en bit nedströms från infiltrationsbädden (cirka 15 m och framåt) och inte omedelbart nedanför infiltrationsbädden (Bild 4). I det aktiva skiktet steg grundvattnets pH (i och med denitrifikationen) till en för bakterierna optimal nivå. I NITROS-undersökningen började man i slutet av undersökningen höja grundvattnets pH genom att tillsätta natriumkarbonat i infiltreringsvattnet, när det visade sig att lågt pH bromsade denitrifikationen avsevärt och höjningen av pH i samband med denitrifikationen skedde relativt långsamt. Under undersökningen hade man inte tid att få omfattande material om natriumkarbonatets inverkan på denitrifikationshastigheten.

Det vore bäst att placera grundvattnets observationsrör både i det aktiva skiktet och på båda sidorna om skiktet i strömningsriktningen (Bild 4). Vid behov installeras flera rör i det aktiva skiktet (i NITROS-försöksområdet observationsrören 17, 18, 19 och 20, Bilaga 2 bild 1). Det är viktigt att kontrollera grundvattnets kvalitet i det aktiva skiktet för att kunna följa upp och optimera processens funktion.

I åsar av Österbotten-typ är det omättade skiktet ofta rätt tunt, varför kolkällan kan infiltreras till grundvattnet utan att den hinner nedbrytas i någon större grad i den syrerika marken ovanför grundvattnet.

Infiltrering av kolkällan, uppföljning av saneringen och dess mål

Denitrifikationsprocessen effektiveras under saneringens gång och då behöver bakterierna mindre kol i förhållande till nitrat än då processen sätter igång. Man ska alltså minska mängden infiltrerad kolkälla när processen enligt uppföljningsresultaten har fått fart.

Eftersom myndigheten bestämmer den målnivå för nitrathalten som man vill uppnå med saneringen, är det motiverat att beakta hur målnivån påverkar mängden kolkälla som ska infiltreras. Om målnivån för nitrathalten i det sanerade grundvattnet är ställd vid till exempel 25 mg/l, kan man infiltrera en betydligt mindre mängd kolkälla till marken än om målet är en mycket låg resthalt av nitrat. På detta sätt är det möjligt att undvika att det blir kvar en rest av kolkällan i grundvattnet efter saneringen. I NITROS-undersökningen hade man som mål en lägre resthalt på grund av orsaker anslutna till forskningen när saneringsmetoden utvecklades. Man bör infiltrera mindre av kolkällan i marken i förhållande till grundvattnets nitrathalter än i NITROS-undersökningen.

Om det i uppföljningsresultaten förekommer plötsliga förändringar i halterna, bör man utreda eventuella analys- och andra fel. Växlingarna i halterna är i allmänhet rätt långsamma i det aktiva skiktet. I infiltrationsbäddens omedelbara närhet är stora

växlingar i halterna naturliga i synnerhet om infiltreringen görs i pulser. I dessa situationer varierar den infiltrerade lösningens inverkan på grundvattnets kvalitet betydligt beroende på provtagningstidpunkt. Grundvattnets strömningens riktning bör tas i beaktande när tidpunkten för provtagningen planeras.

I infiltrationsbäddens rörsystem kan förekomma symtom på tilltäppning, dock inte egentlig tilltäppning, i synnerhet sommartid. Då går det långsammare att infiltrera kolkällan.

5.4

Risker och riskkontroll

Riskkontrollen i den saneringsprocess som beskrivs i denna handbok fordrar en tillräckligt omsorgsfull kartläggning av utgångsläget (förutsättningarna för saneringen; geokemin, marken och grundvattnets strömningförhållanden) och en uppföljning av processen under saneringen (geokemin). Nedan presenteras de största riskerna i saneringsprocessen och hur de kan kontrolleras.

Uppkomsten av nitrat är förknippad med denitrifikationsprocessens start eller med ett ändringstillstånd. Denitrifikationen är en process i två faser. Den första fasen, där det uppstår nitrit, sker under ändringstillstånd ofta något snabbare än den andra fasen och det ackumuleras nitrit i systemet. Fenomenet är till sin natur temporärt. I anaerob miljö, där det finns både nitrit och ammonium, omvandlar bakterierna som oxiderar ammonium anaerobt (ANAMMOX) dessa föreningar till gasformigt kväve i samma process. Uppkomsten av nitrit bör övervakas under saneringens gång. Ifall den stigande trenden för nitrithalten är bestående bör förhållandena bedömas och justeras (är pH och förhållandet mellan kol och kväve tillräckligt höga).

Kolkällan bör doseras återhållsamt och överdosering undvikas. Ifall man doserar kolkällan betydligt över behovet, sätter andra anaeroba processer igång i grundvattnet, till exempel reduktion av järn och sulfat samt metanogenes. Så länge det finns nitrat i grundvattnet (jfr nitratets resthalt ovan) accelererar dessa andra processer inte i nämnvärd grad. En markant trendlik nedgång av sulfathalten under saneringen tyder på att den mikrobiologiska sulfatreduktionen har blivit betydligt kraftigare. Pälsfarmområdenas grundvatten som förorenats med nitrat innehåller ofta avsevärt förhöjda sulfathalter. Av ovannämnda skäl är det motiverat att följa upp sulfathalten under saneringen.

Om etanol används som kolkälla, ska riskerna i anslutning till transport, lagring och användning av denaturerad etanol uppmärksammas och kontrolleras samt alkohollagen (1143/1994) och -förordningen (1344/1994) tas i beaktande. För industriellt bruk av alkohol, till vilket sanering av mark och grundvatten räknas, behövs användningstillstånd. Tillståndspliktig alkohol ska lagras i låst utrymme och tillståndsinnehavaren är skyldig att föra bok över de alkoholer som han eller hon använder. Vid lagring ska de författningar som utfärdats om industriell hantering och upplagring av farliga kemikalier följas. Innehavaren av användningstillståndet är skyldig att meddela Valvira (Tillstånds- och tillsynsverket för social- och hälsovården) om ändringar i tillståndsinnehavarens eller verksamhetsställets uppgifter eller om ändringar i verksamheten. Även avveckling av användningstillståndet ska meddelas.

I klassificeringen av transporten av farliga ämnen (VAK) hör etanol till klass 3, förpackningsgrupp II och transportkategori 2 (D/E) varvid den största tillåtna mängden som kan transporteras fritt är 333 l (Kommunikationsministeriets förordning 171/2009). När man använder acetat som kolkälla lönar det sig att kontrollera det ifrågasvarande acetatets VAK-klassificeringen till exempel genom att använda VAK-sökprogrammet.

6 Uppföljning av saneringsprocessen

Förutsättningen för en lyckad sanering är också en god övervakning av processen. Detta sker genom att grundvattnets kvalitet följs upp på flera ställen i det aktiva skiktet (NITROS-försöksområdet observationsrör 18, 14 och 7A) och utanför det (observationsrör 1A, 5A och 13B). Vid uppföljningen av grundvattnets kvalitet samlas information om följande variabler under saneringens gång:

1) Nitrat

Ändringarna i nitralthalterna mäts i det behandlade området (observationsrör 18, 14 och 7A) och utanför det (observationsrör 1A, 5A och 13B). När saneringen framskrider intensifieras denitrifikationsprocessen och nitrathalten visar en sjunkande trend.

2) Nitrit

Ändringarna i nitrithalten mäts i det behandlade området (observationsrör 18, 14 och 7A) och utanför det (observationsrör 1A). Nitrithaltens uppgång är sammankopplad med processens start och ändringstillstånd. Under processens optimala fas är uppkomsten av nitrit oansenlig. Nitrithaltens stigande trend under saneringsprocessen avslöjar att processen fungerar dåligt och inte överensstämmer med saneringsmålen.

3) Organisk substans

Halterna organisk substans mäts i det behandlade området (observationsrör 13A, 18, 14 och 7A) och utanför det (observationsrör 1A, 5A och 13B). På detta sätt uppskattas också transporten av etanol från infiltrationsområdet och förhållandet mellan mängden kol och kväve som förekommer i grundvattnet uppföljs. Etanolens transporthastighet i grundvattnet uppskattas och ställs i relation till kalkylerade data om strömningshastigheten (observationsrör 18, 14 och 7A).

4) Syre

Denitrifikationsprocessen kräver syrefattig eller anaerob miljö (observationsrör 18, 14 och 7A). Grundvattnets syrehalt bör vara <2 mg/l för att omständigheterna för denitrifikationen ska vara gynnsamma.

5) pH

I surt (pH < 5,5) grundvatten är denitrifikationen relativt långsam, även om det skulle finnas organisk substans tillgänglig för bakterierna. Optimalt pH är cirka 6,5–7. Denitrifikationen är en process som producerar alkalinitet, dvs. under behandlingen stiger pH också utan egentlig justering av pH. I det inledande skedet kan processen dock accelereras genom att tillsätta bas i infiltreringslösningen. I NITROS-försöksområdet tillsattes natriumkarbonat i infiltreringsvattnet.

6) Klorid och sulfat

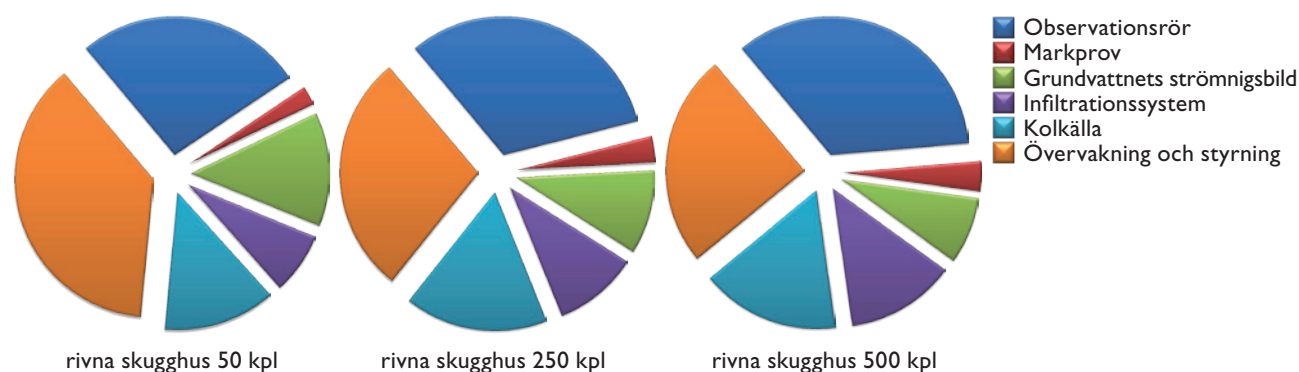
I grundvattnet reagerar klorid varken kemiskt eller biologiskt. Därför lämpar den sig som indikator på den naturliga variationen i grundvattnets kvalitet och på den utspädning som infiltrationsvattnet orsakar. I de förorenade grundvattnen under pålsfarmerna förekommer avsevärt förhöjda klorid- och sulfathalter. När denitrifikationsprocessen är effektiv sjunker grundvattnets nitrathalt mera än kloridhalten. Med andra ord stiger klorid-nitratförhållandet. Detta relationstal bör följas upp i det aktiva skiktet och utanför det (observationsrör 1A, 18, 14 och 7A) medan saneringen framskrider.

Kostnaderna för undersökningar och sanering

I tabell 1 presenteras ett exempel på kostnadsberäkningar för olika stora pälsfarmområden som ska saneras. Beräkningarna inkluderar både utgifterna för utredningen av spridningen av skadliga ämnen och för genomförandet av en biologisk sanering. Utgifterna för rivningen av skugghuset och avskalningen av markens ytskikt har inte tagits i beaktande. Beräkningarna har gjorts under antagandet att markens nitrat-halt är av samma storleksordning som i NITROS-försöksområdet. Tabellen visar de totala kostnaderna i 2010 års prisnivå. Graden av förorening och de hydrogeologiska förhållandena (grundvattnets strömningshastighet) påverkar hur lång tid undersökningarna och saneringen tar. Man får dock räkna med minst ett år.

Tabell 1. Kostnadsberäkningar i exempelfall.

Antaganden				
rivna skugghus	[m]	50	250	500
observationsrör	[kpl]	3	7	12
markskiktens uppskattade tjocklek	[m]	20	20	20
markyta som infiltrationssystemet kräver	[m ²]	40	100	200
infiltrationsrörssystemets längd	[m]	26	65	130
behovet av kolkälla	[l]	700	3 000	5 000
provtagninggångar av grundvattnet	[kpl]	10	10	10
observationsrör i uppföljningen	[kpl]	3	5	9
Kostnader				
observationsrör	€	6 400	13 000	21 300
markprov	€	500	1 300	2 200
förklaring av grundvattnets strömningsbild (inkl. slug-testen med tolkningar)	€	3 200	4 000	4 800
infiltrationssystem för kolkällan	€	1 700	4 000	7 800
kolkälla (anskaffning & förvaring)	€	3 100	6 800	10 000
uppföljning och styrning av saneringen (grundvattenprovtagning & analys, tolkning av resultaten och optimering av saneringen på basen av dem)	€	9 000	11 400	15 200
Totalt	€	23 900	40 500	61 300



Maximal teoretiskt uppnåbar eliminering av nitrat med ovanstående mängd kolkälla (etanol)	[kg]	212	910	1517
Pris för saneringen/nitratkilogram	[€/kg]	113	44	40

LITTERATUR

- Alkohollag 8.12.1994/1143. www.finlex.fi/sv/
- Förordning om alkoholdrycker och sprit 22.12.1994/1344. www.finlex.fi/sv/
- Europeiska Unionen 2000. Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska unionens officiella tidning L 327, 22/12/2000 s. 0001–0073. www.eur-lex.europa.eu
- Järvinen, K., Valkama, K. & Reinikainen, J. 2010. Pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen yleissuunnitelma. Ympäristöopas, Suomen ympäristökeskus. 76 s. (Sammandrag på svenska). <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=126685&lan=fi> eller www.miljo.fi/syke/publikationer > Miljöhandledningar
- Avfallslag 3.12.1993/1072. www.finlex.fi/sv/
- Lag om vattenvårdsförvaltningen 30.12.2004/1299. www.finlex.fi/sv/
- Kommunikationsministeriets förordning om transport av farliga ämnen på väg 4.3.2009/171. www.finlex.fi/sv/
- Mäenpää, M. 2002. Pilaantuneen maan puhdistamista koskeva ilmoitusmenettely. Suomen ympäristökeskus moniste 253. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 80 s.
- Nikulainen, V., Pyy, O. & Silvola, M. 2010. Pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen loppuraportti. Ympäristöopas, Suomen ympäristökeskus. 53 s. (Sammandrag på svenska). <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=125557&lan=fi> eller www.miljo.fi/syke/publikationer > Miljöhandledningar
- Petäjajarvi, S., Nystén, T., Salminen, J. & Tuominen, S. 2010. Nitraatin poisto turkistarha-alueiden maa-perästä ja pohjavedestä – Maastokoe Karkauskankaan pohjavesialueella. Suomen ympäristö 8/2010. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 164 s. (Sammandrag på svenska). <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=358682&lan=fi&clan=fi> eller www.miljo.fi/syke/publikationer > Serien Miljön i Finland
- Soares, M.I.M. 2000. Biological denitrification of groundwater. *Water, Air, and Soil Pollution* 123(1–4), 183–193.
- VAK-sökning <http://80.248.162.134/vakhaku/asp/empty.asp?P=1&PS=root&C=17693>
- Statsrådets förordning om bedömning av markens föroreningsgrad och saneringsbehovet 1.3.2007/214. www.finlex.fi/sv/
- Valvira, Tillstånds- och tillsynsverket för social- och hälsovården. www.valvira.fi/se/
- Miljöministeriet 2007. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015 : Valtioneuvoston periaatepäätös : Riktlinjer för vattenskydd fram till år 2015 : Statsrådets principbeslut. Suomen ympäristö 10/2007, Ympäristöministeriö, Helsinki. 90 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=66351&lan=fi> eller www.miljo.fi/syke/publikationer > Serien Miljön i Finland
- Miljöskyddsförordning 18.2.2000/169. www.finlex.fi/sv/
- Miljöskyddslag 4.2.2000/86. www.finlex.fi/sv/

ANNAN LITTERATUR OM ÄMNET

- Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. 2007. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007, Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto. 210 s. (Sammandrag på svenska).
- Rekilä, R., Vertanen, P. & Rekilä, T. 2010. Pältsfarmarens handbok. 130 s. https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt_sv/mtt/publikationer/paltsfarmarensmiljohandbok
- Statsrådets förordning om begränsning av utsläpp i vattnen av nitrater från jordbruket 9.11.2000/931. www.finlex.fi/sv/
- Miljöministeriets förordning om en förteckning över de vanligaste typerna av avfall och över problemavfall 22.11.2001/1129. www.finlex.fi/sv/

BILAGORNA I–4: Bearbetat ur publikationen Petäjjärvi mfl.
2010 Eliminering av nitrat från pälsfarmområdets mark och
grundvatten – Karkauskangas akvifer som provområde

BILAGA I Nitrifikation och denitrifikation i marken och grundvattnet

Bilaga I.1

Processerna

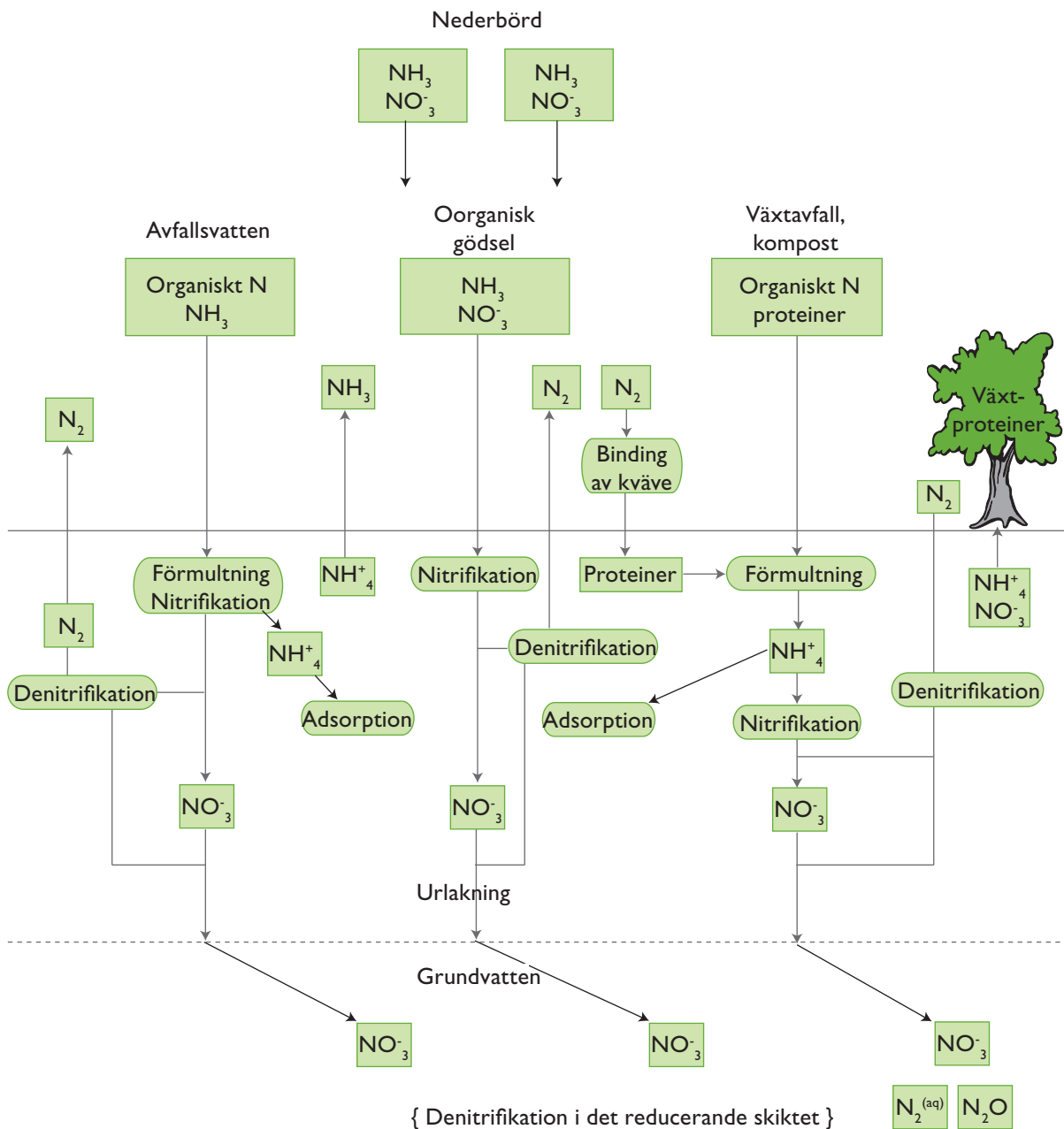


Bild I. Kvävetts kretslopp och källor i marken och grundvattnet (Freeze & Cherry 1979).

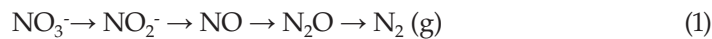
I den biologiska denitrifikationsprocessen använder de heterotrofa bakterierna organiska föreningar som kol- och energikällor och utnyttjar i cellandningen nitrit och nitrat i stället för syre och reducerar samtidigt dessa oxidjoner till gasformiga oxider av kväve (kväveoxid NO och dikväveoxid N₂O) och till slut till molekylärt kväve (N₂) (tabell 1) (bl.a. Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991, Rantanen et al. 1999). [\[retur till sammandraget\]](#)

Tabell 1. Denitrifikations- och nitrifikationsprocessernas biokemiska formler process

process	formel
Denitrifikation	$2,5\text{CH}_2\text{O} + 2\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \rightarrow 2,5\text{CO}_2 + \text{N}_2(\text{g}) + 1,4\text{H}_2\text{O}$
Nitrifikation (fas 1)	$\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2(\text{g}) \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
Nitrifikation (fas 2)	$2\text{NO}_2^- + \text{O}_2(\text{g}) \rightarrow 2\text{NO}_3^-$
ANAMMOX	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2(\text{g}) + 2\text{H}_2\text{O}$

De flesta denitrifierande bakterierna kan utnyttja ett flertal kolföreningar (sockerarter, organiska syror, aminosyror) som elektronkällor (Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991). Denitrifikationshastigheten påverkas av vilken kolkälla som används, reaktionen är desto snabbare ju mindre molekylerna i den använda föreningar är (Rantanen et al. 1999).

Den biologiska denitrifikationen är en viktig del av kvävet kretslopp, det är en nödvändig process för att återbörda kvävet till atmosfären (bl.a. Drever 1997, Evangelou 1998). Reduktionen av nitrat till molekylärt kväve sker i många faser och många bakterier kan utföra endast en eller två av dem (Hiscock et al. 1991, Chapelle 2001). Nitrat (NO₃⁻) reduceras först till nitrit (NO₂⁻), därefter till dikväveoxid (N₂O) och till slut till molekylärt kväve (N₂), men ofta blir det kvar en liten rest av dikväveoxid. N₂ och N₂O blir kvar i lösningen tills de kan frigöras i atmosfären (Burt & Trudgill 1993, Chapelle 2001).



Denitrifikationens huvudsakliga slutprodukt är molekylärt kväve (Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Drever 1997, Chapelle 2001). Denitrifikationen förbrukar 1,25 mol kol för varje mol NO₃⁻, som blir N₂ gas (tabell 1).

Kvävgasen frigörs snabbt ur vattnet på grund av dess låga löslighet, ökningen av bikarbonathalten framgår som en svag höjning av grundvattnets hårdhet (Khan & Spalding 2004). Denitrifikationen är alltså en process som producerar alkalinitet och alkaliniteten kan indikera om denitrifikation förekommer eller saknas (Glass & Silverstein 1998, Oh et al. 2003). I denitrifikationen ökar alkaliniteten med 0,07 mol för varje gram nitratkväve (Rantanen et al. 1999). Omvandlingen av ammonium till nitrat i nitrifikationen producerar surhet, däremot stiger pH i denitrifikationen (tabell 1) (Evangelou 1998). [\[retur till sammandraget\]](#)

Bilaga 1.2

Denitrifikationspotentialen i grundvattnen

I de flesta habitaten – grundvattnet inberäknat – finns denitrifikationspotential (bl.a. Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991, Chapelle 2001). Även om naturlig denitrifikation skulle ske, räcker den vanligen inte för att eliminera stora mängder nitrat ur grundvattnet (Hiscock et al. 1991). I allmänhet innehåller akviferens marksubstans endast mycket lite vattenlösligt organiskt kol. Därtill hinner den organiska substansen som kommer med sjunkvattnet i allmänhet oxideras till koldioxid före den når ända till grundvattnet. Sålunda begränsar tillgången på organiskt kol denitrifikationen i grundvattnet.

Bilaga 1.3

Faktorer som påverkar denitrifikationshastigheten i mark- och grundvattenmiljö

Syre är en viktig faktor som hindrar denitrifikationen eftersom syre är en förmånligare energikälla än nitrat vid oxideringen av organiska molekyler. Den gradvisa minskningen av syre eller semianaeroba förhållanden gynnar denitrifikation. I bakteriernas energiämnesomsättning sker stora förändringar då syretillgången blir begränsad (Hiscock et al. 1991). Då ersätts den aeroba cellandningen med anaerob och syret ersätts med en annan elektronmottagare i ordningen NO_{3^-} , Fe_{3+} , Mn_{2+} och $\text{SO}_{4^{2-}}$ (tabell 1, formlerna 4, 5, 6 och 7) (Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991). Nitrat är den termodynamiskt förmånligaste elektronmottagaren och är sålunda den första föreningen som mikroorganismerna börjar utnyttja som terminal elektronmottagare när syret tagit slut (Hiscock et al. 1991, Chapelle 2001). Många denitrifierande bakterier kan använda både syre och nitrat i sin cellandning. De använder i första hand syre och först när syret är slut övergår de till att reducera nitrat.

Markens fuktighet är en av de viktigaste faktorerna som reglerar denitrifikationen som sker i sjunkvattenskiktet. En hög vattenhalt minskar syrets diffusion, vilket främjar uppkomsten av anaeroba skikt eller mikromiljöer och på så sätt denitrifikationen (Paul & Clark 1989, Koponen & Martikainen 2004). Diffusionen av syre genom vattenfyllda porer är endast 1/10 000 av vad den är genom porer som är fyllda med luft (Paul & Clark 1989, Vinten & Smith 1993). Det kan ofta förekomma lite eller inte alls syre i grundvattnen, eftersom det förbrukas i hydrokemiska och biokemiska reaktioner (tabell 1) (Freeze & Cherry 1979). Grundvatten som av naturen är syrefattigt eller anaerobt är en fördelaktig miljö för denitrifikation.

Temperaturen är också en viktig kontrollerande faktor för denitrifikationen (bl.a. Hiscock et al. 1991). Temperaturen påverkar direkt denitrifikationsprocessen eftersom reaktionen blir termodynamiskt ofördelaktig i låga temperaturer (Rantanen et al. 1999). Temperaturens inverkan på denitrifikationen är dock mindre än på nitrifikationen, eftersom många bakterier med olika temperaturkrav är kapabla att denitrifiera (Rantanen et al. 1999). Temperaturen påverkar det lösliga syrets halt i vattnet och på detta sätt också indirekt denitrifikationsprocessen, för det löser sig mindre syre i varmt än i kallt vatten. I allmänhet är en för denitrifikationen fördelaktig temperatur över 10 °C (Janda et al. 1988), men det har påvisats, att denitrifikationsprocessen fungerar acceptabelt ännu när det är kallare än 2 °C (Halmø & Eimhjellen 1981). Oleszkiewicz och Berquist (1988) påvisade att denitrifikationshastigheten i ett satsvis fungerande aktivslamreningsverk sjunker till en sjundedel när temperaturen sjönk från 15 °C till 2 °C. De visade också att temperaturens inverkan sker i perioder så att temperaturkoefficienten är större i låga temperaturer. Till exempel vid 2–7 grader var temperaturkoefficienten 1,30 och i 7–15 grader 1,06.

Denitrifikationen står i direkt korrelation till pH-värdet (Hiscock et al. 1991). De nitrifierande mikroberna fungerar effektivt när pH-värdet är nära neutralt 6,0–8,0 (Paul & Clark 1989, Beaubien et al. 1995, Evangelou 1998, Rantanen et al. 1999, Jang et al. 2003). Denitrifikationen blir långsam när pH sjunker under 5, men när pH är under 4, är nitrifikationen minimal eller upphör helt och hållet (Paul & Clark 1989). Förutom av syrehalten, temperaturen och pH påverkas denitrifikationen starkt av många variabler i marken, till exempel lerhalten, mängden organiskt kol, vattenhållningskapaciteten, texturen och strukturen (Evangelou 1998). Enligt undersökningar gjorda av Sánchez-Pérez et al. (2003) råder det en negativ korrelation mellan denitrifikationsaktiviteten och den hydrauliska konduktiviteten. Ju lägre permeabilitet, desto större är mikrosamhällets denitrifikationsaktivitet när det finns nitrat och kol i systemet. [\[retur till sammandraget\]](#)

Litteraturförteckning för bilaga I

- Burt, T.P. & Trudgill, S.T. 1993. Nitrate in groundwater. I publikationen: Burt, T.B., Heathwaite, A.L. & Trudgill, S.T. (red.) Nitrate – Processes, patterns and management. Wiley, Chichester. S. 213–238.
- Beaubien, A., Hu, U., Bellahcen, D., Urbain, V. & Chang, J. 1995. Monitoring metabolic activity of denitrification processes using gas production measurements. *Water Research* 29(10), 2269–2274.
- Chapelle, F.H. 2001. *Ground-water Microbiology and Geochemistry*, second edition. Wiley, New York. 477 s.
- Drever, J.I. 1997. *The geochemistry of natural waters, surface and groundwater environments*. 3rd Ed. Prentice-Hall, New Jersey. 436 s.
- Evangelou, V.P. 1998. *Environmental soil and water chemistry: principles and applications*. Wiley, New York. 564 s.
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 604 s.
- Glass, C. & Silverstein, J. 1998. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrate accumulation. *Water Research* 32(3), 831–839.
- Halmø, G. & Eimhjellen, K. 1981. Low temperature removal of nitrate by bacterial denitrification. *Water Research* 15(8), 989–998.
- Hiscock K.M., Lloyd J.W. & Lerner D.N. 1991. Review of natural and artificial denitrification of groundwater. *Water Research* 25(9), 1099–1111.
- Janda, V., Rudovský, J., Wanner, J. & Marha, K. 1988. In situ denitrification of drinking water. *Water Science and Technology* 20(3), 215–219.
- Jang, A., Ahn, Y. & Kim, I.S. 2003. Monitoring the impact of dissolved oxygen and nitrite on anoxic biofilm in continuous denitrification process. *Environmental monitoring and assessment* 87(2), 133–144.
- Khan I.A. & Spalding, R.F. 2003. Development of a procedure for sustainable in situ aquifer denitrification. *Remediation Journal* 13(2), 53–69.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews* 46(1), 43–70.
- Koponen, H.T., Flojt, L. & Martikainen, P.J. 2004. Nitrous oxide emissions from agricultural soils at low temperatures: a laboratory microcosm study. *Soil Biology & Biochemistry* 36(5), 757–766.
- Oleszkiewicz, J.A. & Berquist, S.A. 1988. Low temperature nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water Research* 22(9), 1163–1171.
- Paul, E.A. & Clark F.E. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego. 275 s.
- Rantanen, P., Aurola, A.-M., Hakkila, K., Hernesmaa, A., Jørgensen, K., Laukkanen, R., Melasniemi, H., Meriluoto, J., Nikander, S., Pelkonen, M., Renko, E., Valve, M. & Pauli, A. 1999. Biologisen fosforin- ja typenpoiston tehokkuus, prosessinojhaus ja mikrobiologia. Suomen Ympäristö 318. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 153 s. (Sammandrag på svenska).
- Sánchez-Pérez, J.M., Bouey, C., Sauvage, S., Teissier, S., Antigüedad, I. & Vervier, P. 2003. A standardized method for measuring in situ denitrification in shallow aquifers: numerical validation and measurement in riparian wetlands. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(1), 87–96.
- Vinten, A.J.A & Smith, K.A. 1993. Nitrogen cycling in agricultural soils. Teoksessa: Burt, T.B., Heathwaite, A.L. & Trudgill, S.T. (toim.) 1993. Nitrate – Processes, patterns and management. Wiley, Chichester. S. 39–74.

BILAGA 2

Bedömning av markens och grundvattnets föroreningsgrad i NITROS- projektet

Data om grundvattnets kvalitet i vattnet nedanför ett pälsfarmområde och i de delar av samma grundvattenområde som är i naturtillstånd har samlats i tabellerna 1 och 2. Kvalitetsdata härstammar från NITROS-försöksområdet (bild 1), som befann sig i Karkauskangas grundvattenområde i Nykarleby kommun.

Tabell 1. Grundvattnets kvalitet i natur- och förorenat tillstånd i Karkauskangas försöksområde 9.5.2007. [\[retur till sammandraget, kapitel 2\]](#) [\[retur till sammandraget, kapitel 5\]](#)

Observationsrör	Område ¹	Markskikt	Halt							pH
			NO ₃ -N (µg l ⁻¹)	NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	SO ₄ ² (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)	Alkalinitet (mmol l ⁻¹)	TOC (mg l ⁻¹)	
5A	Lu	Si/Hk	190	<2	66	25	0,7	<0,02	0,7	4,9
5B	Lu	Mr	15	10	450	<0,5	29	3,8	15	6,7
6	Lu	Si/Hk	390	<2	29	3,2	1,8	0,17	0,9	6,5
8	Lu	Si/Hk	93	<2	6	6,3	1,6	0,2	1,4	6,4
13B	Lu	Mr	21	11	420	<0,5	15	3,3	21	6,6
1A	Pi	Mr	200000	5	71000	210	120	0,04	4,1	5,2
10	Pi	Si/Hk	230000	12	140000	460	100	<0,02	13	4,2
7A	Pi	Si/Hk	30000	140	4500	21	11	<0,02	1,1	5,7

¹Na = i naturtillstånd, ²Fö = förorenat

Tabell 2. Exempel på metallhalter i natur- och förorenat tillstånd i grundvattenområdet i Karkauskangas försöksområde 10.10.2007. [\[retur till sammandraget, kapitel 3\]](#)

Observationsrör	Område ¹	Markskikt	Halt							pH	pH
			Ca (mg l ⁻¹)	K (mg l ⁻¹)	Mg (mg l ⁻¹)	Na (mg l ⁻¹)	Al (µg l ⁻¹)	Cd (µg l ⁻¹)	Ni (µg l ⁻¹)		
5A	Lu	Si/Hk	4,0	1,4	1,0	2,3	130	0,18	22	47	4,9
13B	Lu	Mr	25,6	5,7	10,5	25,1	14	0,08	0,5	27	6,5
1A	Pi	Mr	131	66,7	29,5	104	220	0,86	67	130	5,3
7A	Pi	Si/Hk	16,3	6,6	1,6	9,6	34	0,10	8,8	23	5,7
13A	Pi		12,9	25	2,7	16,7	1300	0,86	7,7	160	5,1
14	Pi		57,8	30,1	7,0	34,2	760	2,4	46	960	5,9

¹Na = i naturtillstånd, ²Fö = förorenat

I NITROS-fältundersökningens första skede utreddes förekomsten och spridningen av kväve- och fosforföreningar i farmområdets mark och grundvatten. I september 2005 togs markprov med en manuell auger-borr från nio olika observationsplatser (bild 1). I november 2007 togs ytterligare markprov från fyra punkter (A–D) för att utreda inverkan av infiltrering av kolkällan (bild 1). Markproven togs som en meters samlingsprov med en borrarutrustning som hade spiralborr (medeltung bormaskinsborr KN2000). I punkt A var de två första provtagningsdjupen upp till 2 m och togs med spiralborr. Därefter kördes ett arbetsrör till 2 m:s djup. Röret sköljdes tomt med vatten, varefter sköljningen avslutades och provet togs med en rörprovtagare (längd 1,5 m) från ett avsnitt på en meter i ostörd mark. Arbetsröret kördes därefter igen en meter neråt och sköljdes tomt, varefter ett prov togs nedanför arbetsröret. [\[retur till sammandraget, kapitel 3\]](#)

Tabell 3. Grundvattenprovens parametrar och deras analysmetoder samt parametrarna för pormätningarna (Dräger multiwarn II gasdetektor) och multielektrodsiktmätningarna (YSI 556 MPS).

Parameter	Enhet	Metod
pH		pH-307H
alkalinitet	mmol l ⁻¹	ALK-258H
SO ₄	mg l ⁻¹	SO4-330H
Cl	mg l ⁻¹	CL-332H
elektrisk konduktivitet	mS l ⁻¹	COND-318H
COD-Mn	mg l	CODMN-27H
COD-Mn	mg l	CODMN-27H
totalkväve	µg l ⁻¹	NTOT-406H
NH ₄ -N	µg l ⁻¹	NH4N-333H
NO ₂ -N	µg l ⁻¹	NO2N-274H
NO ₃ -N	µg l ⁻¹	NO3N-272H
totalfosfor	µg l ⁻¹	PTOT-315H
PO ₄ -P	µg l ⁻¹	PO4P-391H
TOC	mg l ⁻¹	TOC-327K
Fe	µg l ⁻¹	FE-197H
Mn	µg l ⁻¹	MN-216H
Br	µg l ⁻¹	SFS-EN ISO 1030
etanol	mg l ⁻¹	ACL M-206
pH		elektrod (YSI 556 MPS)
elektrisk konduktivitet	mS cm ⁻¹	elektrod (YSI 556 MPS)
upplöst syre	mg l ⁻¹	elektrod (YSI 556 MPS)
temperatur	°C	elektrod (YSI 556 MPS)
porskiktets O ₂	til. %	Dräger multiwarn II gasdetektor
porskiktets CO ₂	til. %	Dräger multiwarn II gasdetektor

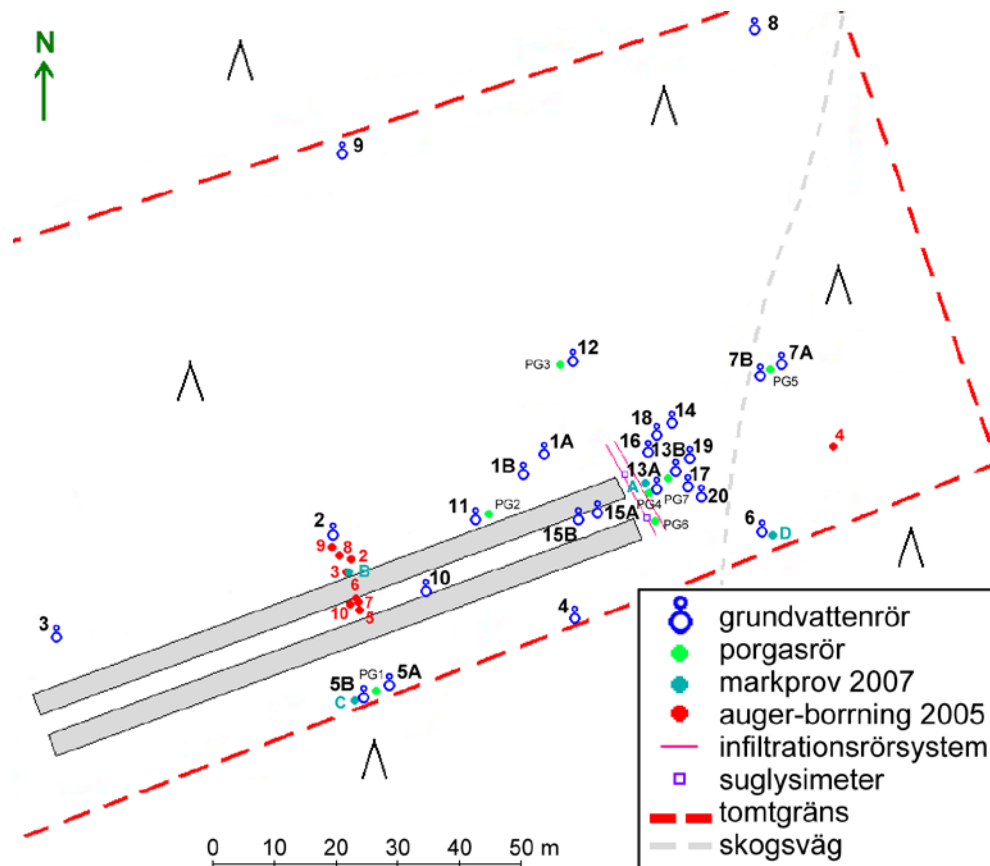


Bild 1. Grundvattenrören, porgasrören, suglysimetrarna och kolkällans infiltrationsrörsystem som installerats i NITROS-fältförsöksområdet samt placeringen av markprovspunkterna. [retur till sammandraget, kapitel 5 förutsättningar för en lyckad sanering]

BILAGA 3

Infiltrering av kolkällan i NITROS-projektet

Infiltreringen av etanol till marken och grundvattnet gjordes genom ett infiltrationsrörsystem placerat i sjunkvattenskiktet. Med detta arrangemang riktades infiltreringen av etanol till det syrefattiga markskiktet med syftet att bryta ned nitrat i de underliggande markskikten. Infiltrationsrörsystemet bestod av vertikala och horisontala plaströr ($\varnothing = 50$ mm). I de horisontala rören borrades hål (2,5 mm) med c. 5 cm:s mellanrum. För infiltrationsrören grävdes ett cirka 1,4 m djupt, 15 m långt och 2 m brett infiltrationsområde i skugghusens östra ända (bild 1). Gropen grävdes med grävmaskin och i dess botten placerades en fiberduk och ovanpå denna breddes ett c. 10 cm tjockt lager grus. Avsikten med fiberduken var att förhindra att finmaterial tränger igenom till gruslagret. Rör placerades ovanpå gruslagret i två rader med borrhålen riktade neråt, en rad längs gropens båda långsidor. Infiltrationsrörsystemet bestod av fyra skilda enheter, var och en 6–7 m lång. I varje enhet fanns 2 eller 3 vertikala rör. De horisontala rören täcktes med ett cirka 20–25 cm tjockt lager grus. Rörsystemet täcktes med den jord som hade grävts ur gropen för rörsystemet. Till de vertikala rören som nådde ovan jord tillsattes ännu en meter långa förlängningar. De norra horisontala rören hade en volym på c. 5 l och de södra på c. 60 l. Hela rörsystemets volym var c. 300 l. Dräneringsgrusskiktets volym var c. 9–10 m³.

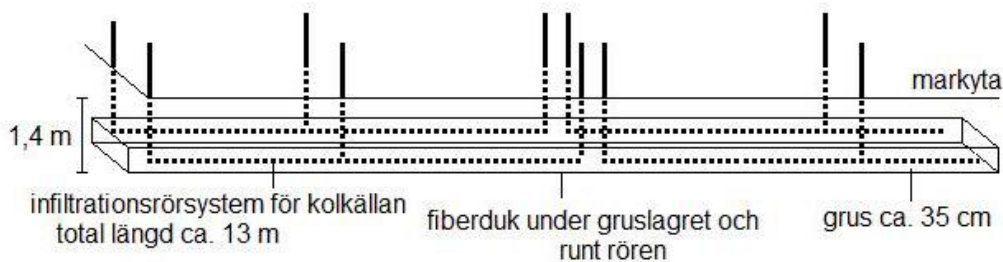


Bild 1. Uppbyggnaden av kolkällans infiltrationsrörsystem som installerats i fältförsöksområdet, dräneringsgrusskiktet och fiberduken som placerats runt de horisontala rören. Rörsystemets underjordiska del antyds med en streckad linje.

Denaturerad etanol (97 % etanol, 3 % denatureringsmedel) infiltrerades till marken i pulser under tiden 26.10.2006–11.12.2008. Etanol-vattenlösning infiltrerades ur en behållare ($V = 1$ m³) längs slangar till varje skilt rörsystem, c. 1/4 av dosen till vart och ett. Etanol-vattenlösningens koncentration och infiltreringshastighet uppskattades utgående från en in vitro-undersökning med filtren (Martin et al. 2008). Under hösten och vintern 2006 infiltrerades med en veckas mellanrum 1000 l svagt denaturerad etanol i en 1 %:s lösning under nio veckor. Den infiltrerade etanolens mängd var alltså 10 l EtOH/vecka. Etanolen hade beslagtagits av tullen och dess etanolhalt var enligt analyser som tullen lät göra 92–96 %. Våren 2007 fortsattes infiltreringarna efter vinterns snörikaste tid (från och med 13.3.2007). Infiltreringarna gjordes på våren med fyra veckors mellanrum och på sommaren och hösten med två veckors mellanrum. I mars-april 2007 minskades infiltreringsfrekvensen och mera etanol (etanolhalten var cirka 4 %) infiltrerades i marken per gång. Den infiltrerade etanolens massa hölls sålunda på samma nivå som tidigare (10 l EtOH/vecka). I juni-oktober 2007 fyrdubblades etanolens veckodosis (40 l EtOH/vecka) och infiltreringsintervallen minskades från fyra till två veckor. Samtidigt infiltrerades också 1000 l vatten per vecka. Mängden infiltrerad etanol ökades då man inte upptäckte någon minskning av nitrat i observationsrör 13A, som låg närmast kolkällans infiltrationsrörsystem. [\[retur till sammandraget, kapitel 4\]](#)

BILAGA 4

Exempel på de viktigaste observationsresultaten från uppföljningen av porgaserna och grundvattenkvaliteten i NITROS-projektet

Etanolen som infiltrerades i sjunkvattenskiktet påverkade grundvattnets kvalitet i observationsrören 13A, 17, 18, 19, 14 ja 7A (noterat i strömningsriktningen). För att behandlingen ska lyckas är det första villkoret att den i sjunkvattenskiktet infiltrerade kolkällan hamnar i det mättade skiktet. Etanolen som letts genom infiltrationsrörsystemet började nedbrytas snabbt i det syrsatta sjunkvattenskiktet. Förändringarna i porgasernas syre- och koldioxidhalter observerades inom en vecka efter den första infiltreringen. Etanol urlakades dock på önskat sätt också i grundvattnet, om än en del av den nedbröts i sjunkvattenskiktet.

Bilaga 4.I

Observationsrör 13A

Först steg halten organisk substans (etanol) i grundvattnet i observationsrör 13A. Etanolkpulsen kom till OR 13A som låg närmast infiltreringsområdet inom cirka en månad (bild 1). Transporthastigheten var cirka 25 % lägre än vad man uppskattade utgående från slug-testen, uppgifterna om jordarterna och markörttesten. I tidigare *in vitro*-försök observerades att vatten som infiltrerats genom sandfilter transporterades cirka 33 % långsammare i filter som fick en tillsats av etanol eller acetat jämfört med sandfilter som genomfiltrerades enbart med vatten. I fältförsök har man observerat att den 25 % långsammare transporttiden sålunda motsvarar väl de observationer som gjorts i ett tidigare skede i undersökningen. [\[retur till sammandraget; kapitel 5 förutsättningar för en lyckad sanering\]](#) [\[retur till sammandraget; kapitel 6 uppföljning av sanering\]](#)

Grundvattnets kvalitet varierade i ifrågavarande observationsrör avsevärt under undersökningen eftersom grundvattnet innehöll olika mängder infiltrerat vatten. Variationerna berodde på perioderna mellan den i pulser gjorda infiltreringen och provtagningen, nederbörden, variationerna i grundvattennivån etc. Ibland observerades i rör 13A endast små rester av den infiltrerade etanolen medan däremot halten organisk substans emellanåt var mycket hög (1600 mg/l) i prov tagna från observationsröret (bild 1c). I OR 13A observerades ingen signifikant nedgång av nitralthalterna under testperioden. Nitralthalten förhållande till ammonium- och kloridhalterna steg något mot slutet av testperioden. Grundvattnets pH förändrades endast lite under testperioden och var som högst 5,4. Nitralthalten var rätt hög (100–300 µg/l) redan före infiltreringen haft någon inverkan. I nitrithalten observerades dock stora variationer efter att infiltreringen hade börjat ha inverkan och enstaka höga halter mättes i synnerhet under år 2007 (bild 1).

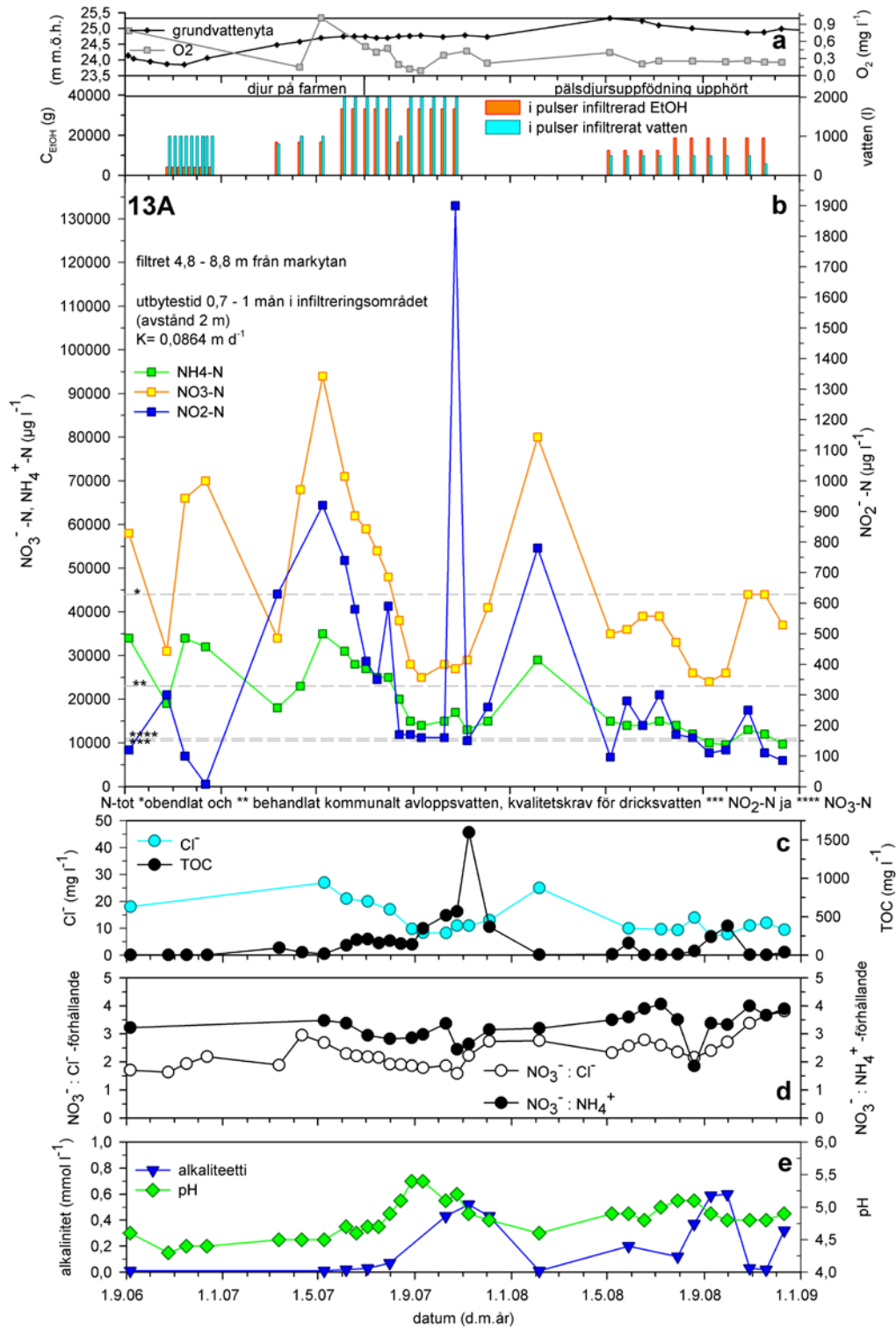


Bild 1. Observationsrör 13A: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS), tidpunkterna för infiltrering av kolkällan, volymerna infiltrerat kol (etanol) och vatten, tidpunkten för upphörandet av pålsfarmningen; b) observationsrörsfiltrets djup från markytan samt den hydrauliska konduktiviteten och utbytestiden beräknade utgående från slug-test från infiltreringsområdet till grundvattenröret samt $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ i grundvattenanalyserna; c) TOC, Cl^- ; d) nitratets förhållande till klorid och ammonium; e) alkalinitet och pH-analysresultat. [retur till kapitel 5] [retur till kapitel 6]

Bilaga 4.2

Observationsrör 18

De förändringar i grundvattnets kvalitet som etanolinfiltreringen fick till stånd var likadana i observationsrör 18 som i OR 13A: det fanns rikligt med organiskt kol och nitrat i grundvattnet (bild 2). Nitrithalten var som högst över 3000 µg/l. Nitrithalten sjönk under senare delen av 2008 (bild 2a), men samtidigt steg nitrat-klorid-förhållandet (bild 2c). Vattnets pH och alkalinitet sjönk avsevärt från maj 2008 till december samma år. [retur till sammandraget, kapitel 5] [retur till sammandraget, kapitel 6]

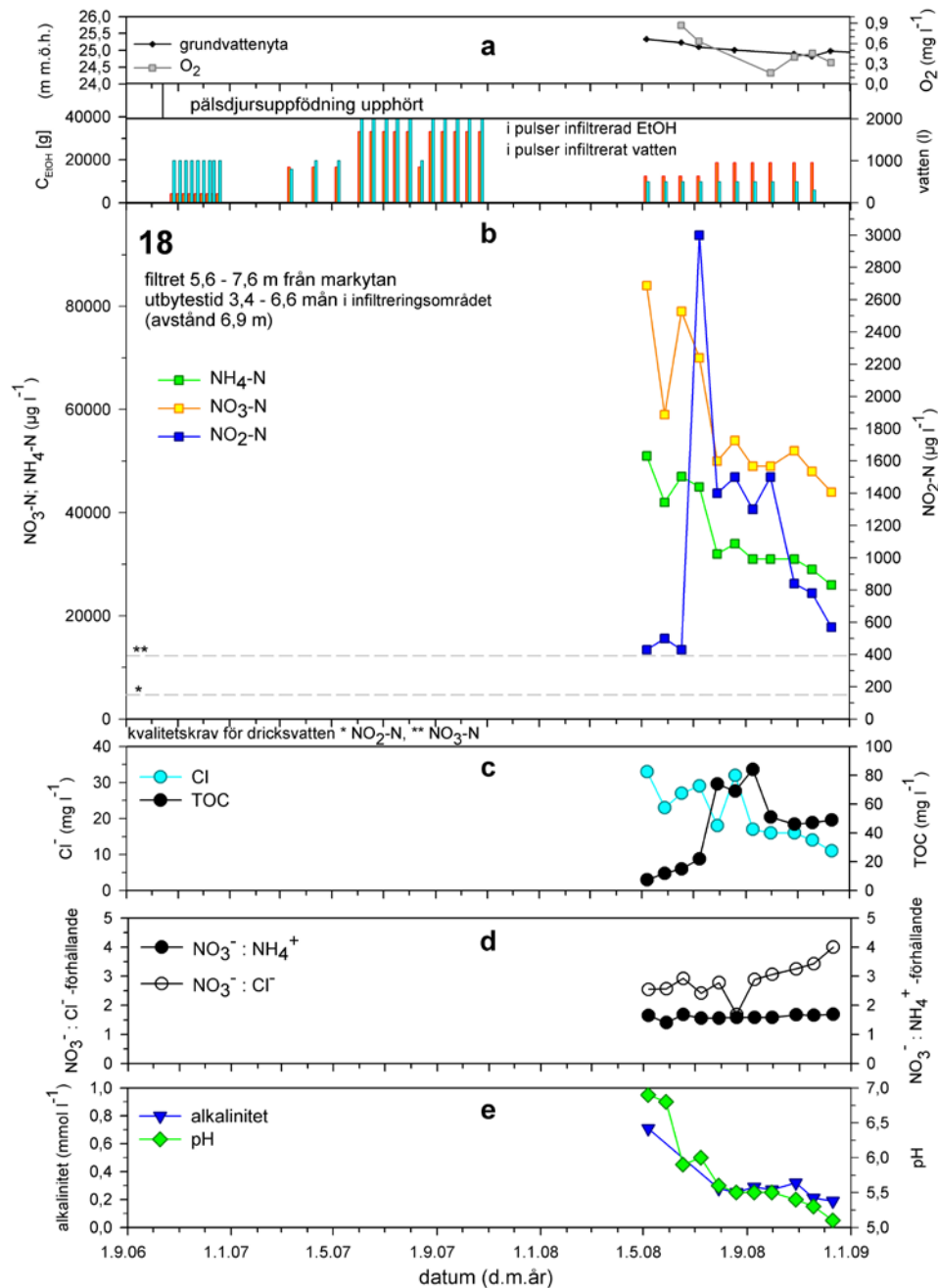


Bild 2. Observationsrör 18: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS), tidpunkterna för infiltrering av kolkällan, volymerna infiltrerat kol (etanol) och vatten, tidpunkten för upphörandet av pälsfarmingen; b) observationsrörsfiltrets djup från markytan samt den hydrauliska konduktiviteten och utbytestiden beräknade utgående från slug-test från infiltreringsområdet till grundvattenröret samt NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N i grundvattenanalyserna; c) TOC, Cl; d) nitratets förhållande till klorid och ammonium; e) alkalinitet och pH-analysresultat.

Bilaga 4.3

Observationsrör 19

Resultaten från observationsrör 19 var i stor utsträckning samstämmiga med dem från det närliggande OR18 (bild 3): den infiltrerade etanolen visade sig i grundvattnet som förhöjda halter organiskt kol, men variationen i halten var större än i OR 18. I likhet med i OR 18 var vattnets pH högre än i OR 13 som låg närmare infiltreringsbädden. Dessutom mättes i grundvattnet höga nitrithalter. I ammonium- och nitrathalter samt i nitrat-klorid-förhållandet observerades inga väsentliga ändringstrender under maj-december 2008. [\[retur till sammandraget, kapitel 5\]](#)

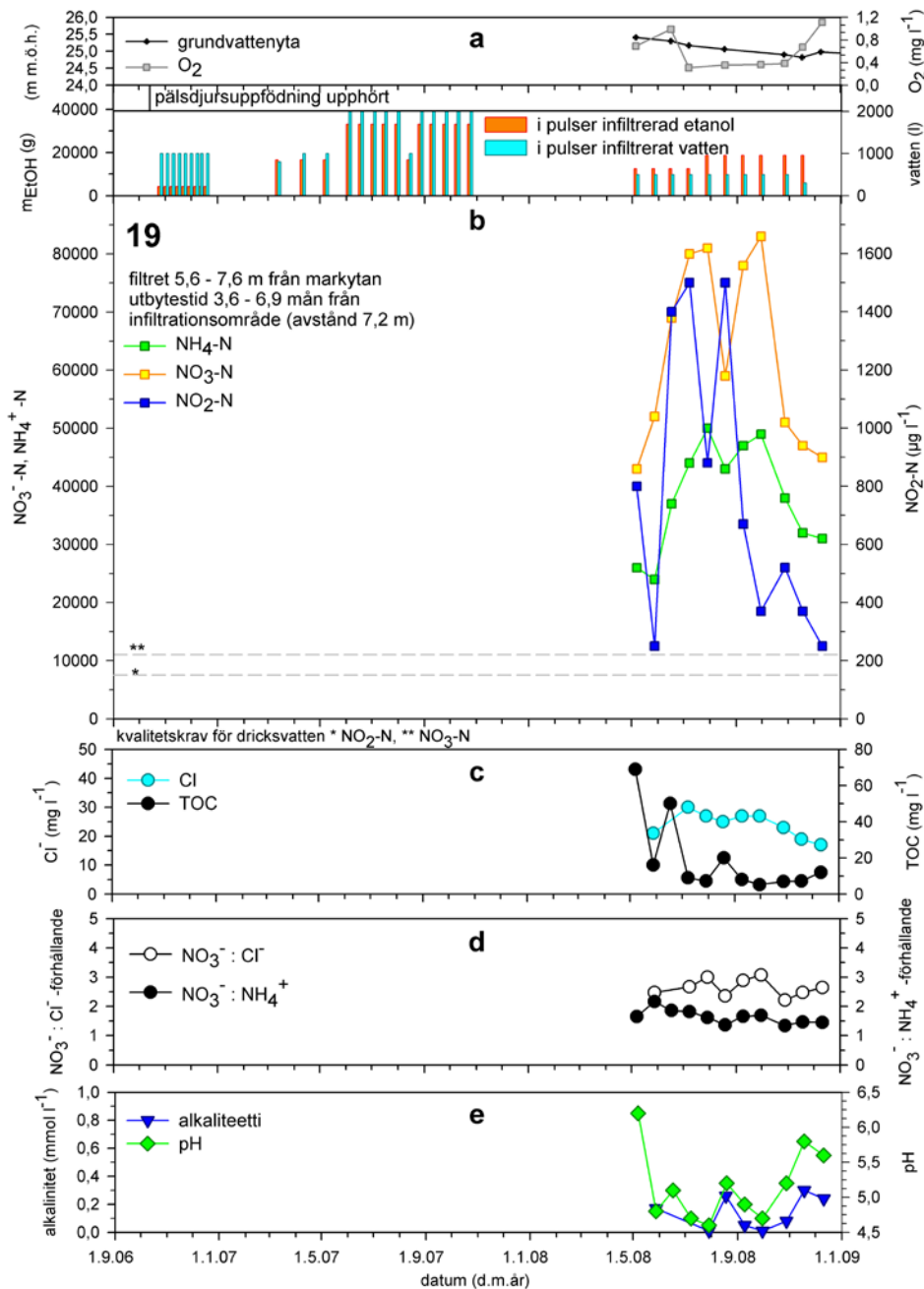


Bild 3. Observationsrör 19a: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS), tidpunkterna för infiltrering av kolkällan, volymerna infiltrerat kol (etanol) och vatten, tidpunkten för upphörandet av pälsfarmningen; b) observationsrörsfiltrets djup från markytan samt den hydrauliska konduktiviteten och utbytestiden beräknade utgående från slug-test från infiltreringsområdet till grundvattenröret samt NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N i grundvattenanalyserna; c) TOC, Cl; d) nitratets förhållande till klorid och ammonium; e) alkalinitet och pH-analysresultat.

Bilaga 4.4

Observationsrör 14

Vattnet som hade behandlats utgående från data om den hydrauliska konduktiviteten skulle ha nått observationsrör 14 inom cirka 7–8 månader. Enligt uppföljningen av grundvattnets kvalitet var den verkliga transporttiden från infiltreringsbädden till OR 14 cirka 5 månader.

I OR 14, längre bort från infiltreringsbädden, visade sig behandlingens inverkan med början sommaren 2007 som förhöjda mängder organisk substans och alkalinitet, högre pH-värden och sjunkande halter kväveföreningar (nitrat och ammonium) samt sjunkande trender i nitrat-klorid- och nitrat-ammonium-förhållandena (bild 4b-e). I augusti 2007 observerades att nitrat-klorid-förhållandet sjönk till 1,7 från 2,8 under förgående månad. En liknande förändring observerades i samband med att den andra etanolpulsen kom (november 2007): nitrat-kloridförhållandet sjönk från 2,3 till 1,8. En höjning av halten organisk substans och en samtidig nedgång av nitrathalten och nitrat-klorid-förhållandet konstaterades i OR 14 också under maj, juli, september, november och december 2008. Vid de andra tidpunkterna återställdes nitrathalten och nitrat-klorid-förhållandet till värden som var närmare de ursprungliga nivåerna som rådde före behandlingen. Uppenbarligen transporterades behandlat grundvatten till OR 14 i pulser eller så befinner sig observationsröret i utkanten av behandlingens verkningsområde så att proven från observationsröret representerade både behandlat och obehandlat vatten i varierande grad. Under fältförsöken sjönk nitrathalten i OR 14 avsevärt (72 mg/l → 9,8 mg/l), medan TOC- halterna samtidigt steg (bild 4b). Därtill var nitrat-klorid-förhållandets trend sjunkande (bild 4d) i OR 14 under undersökningsperioden, vilket visar att det bakom den sjunkande nitralthaltstrenden fanns en biologisk ändring (denitrifikation) och inte en utspädning. [\[retur till sammandraget, kapitel 6\]](#)

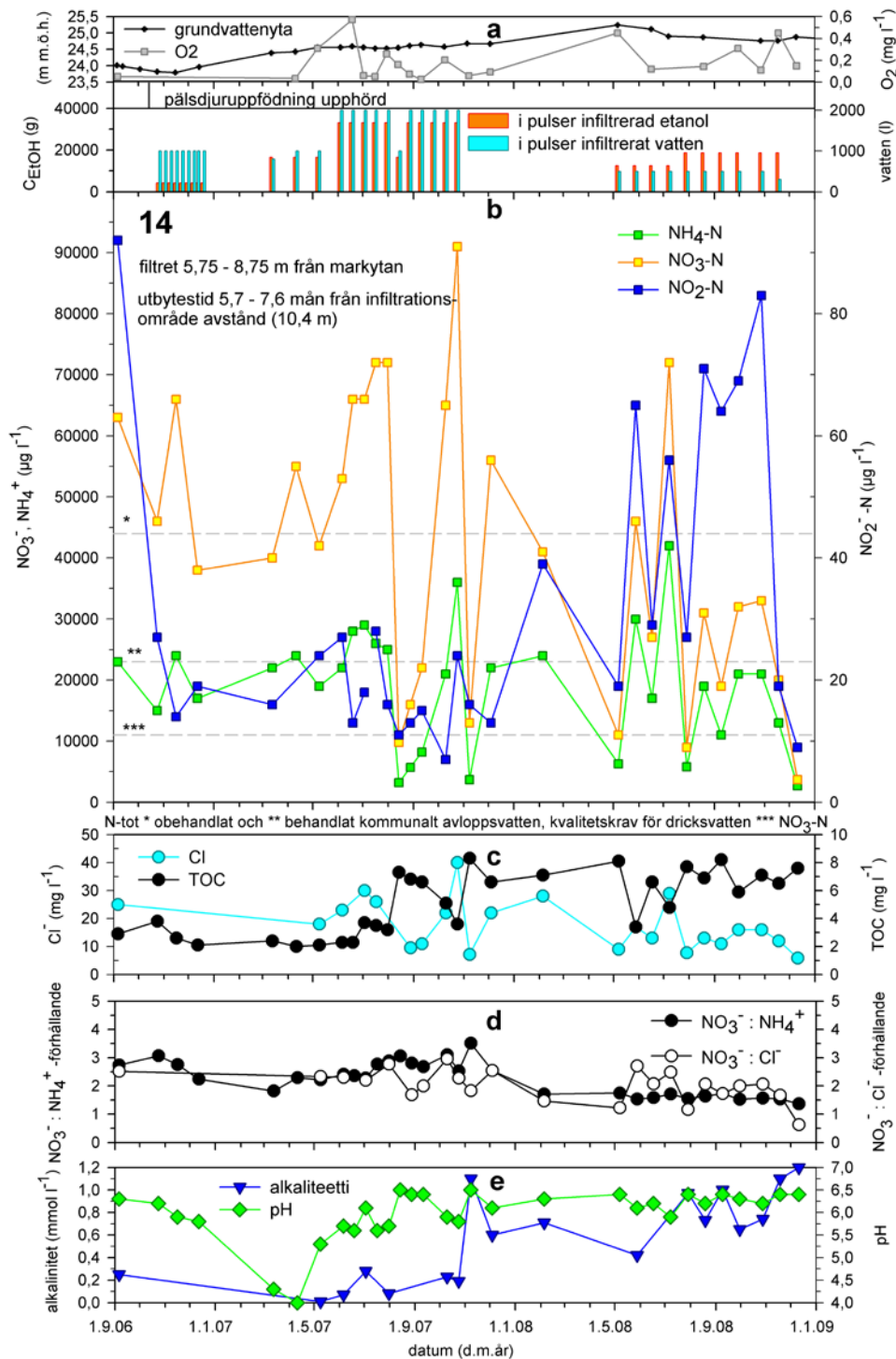


Bild 4. Observationsrör 14: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS), tidpunkterna för infiltrering av kolkällan, volymerna infiltrerat kol (etanol) och vatten, tidpunkten för upphörandet av pålsfarmingen; b) observationsrörsfiltrets djup från markytan samt den hydrauliska konduktiviteten och utbytestiden beräknade utgående från slug-test från infiltreringsområdet till grundvattenröret samt NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N i grundvattenanalysresultat; c) TOC, Cl; d) nitratets förhållande till klorid och ammonium; e) alkalinitet och pH-analysresultat. [retur till sammandraget, kapitel 6]

Bilaga 4.5

Observationsrör 7A

Utgående från markens hydrologiska konduktivitetsdata skulle vattnet ha nått rör 7A cirka 12– 15,6 mån efter att behandlingen påbörjats. Enligt uppföljningen av grundvattnets kvalitet var utbytestiden från infiltreringsbädden till OR 7A cirka 15 mån.

I observationsrör 7A var nedgången i nitrathalten och nitrat-klorid-förhållandet (bild 5) tydligare än i OR 14. När halten organisk substans steg sjönk nitrathalten och nitrat-klorid-förhållandet drastiskt och nedgången pågick ända till undersökningens slut (december 2008). I OR 7A observerades också anrikning av tungt nitrat (15N-NO₃⁻) (Petäjjärvi ym. 2010). Enligt tre parallella mätningresultat från OR 7A var nedgången av nitralthalten specifik och kan inte förklaras med en naturlig variation av nitralthalten eller en utspädning orsakad av infiltreringsvattnet. Som en följd av behandlingen sjönk halten nitratkväve i grundvattnet i OR 7A till cirka 1 mg/l, dvs. klart under kraven för hushållsvatten. I det behandlade grundvattnet (OR 7A) blev det kvar över 30 mg/l organiskt material som inte hade nedbrutits. Det behandlade grundvattnets nitrithalt var i rör 7A under tre mätningar överför kvalitetskraven för hushållsvatten (bild 5). [\[retur till sammandraget, kapitel 6\]](#)

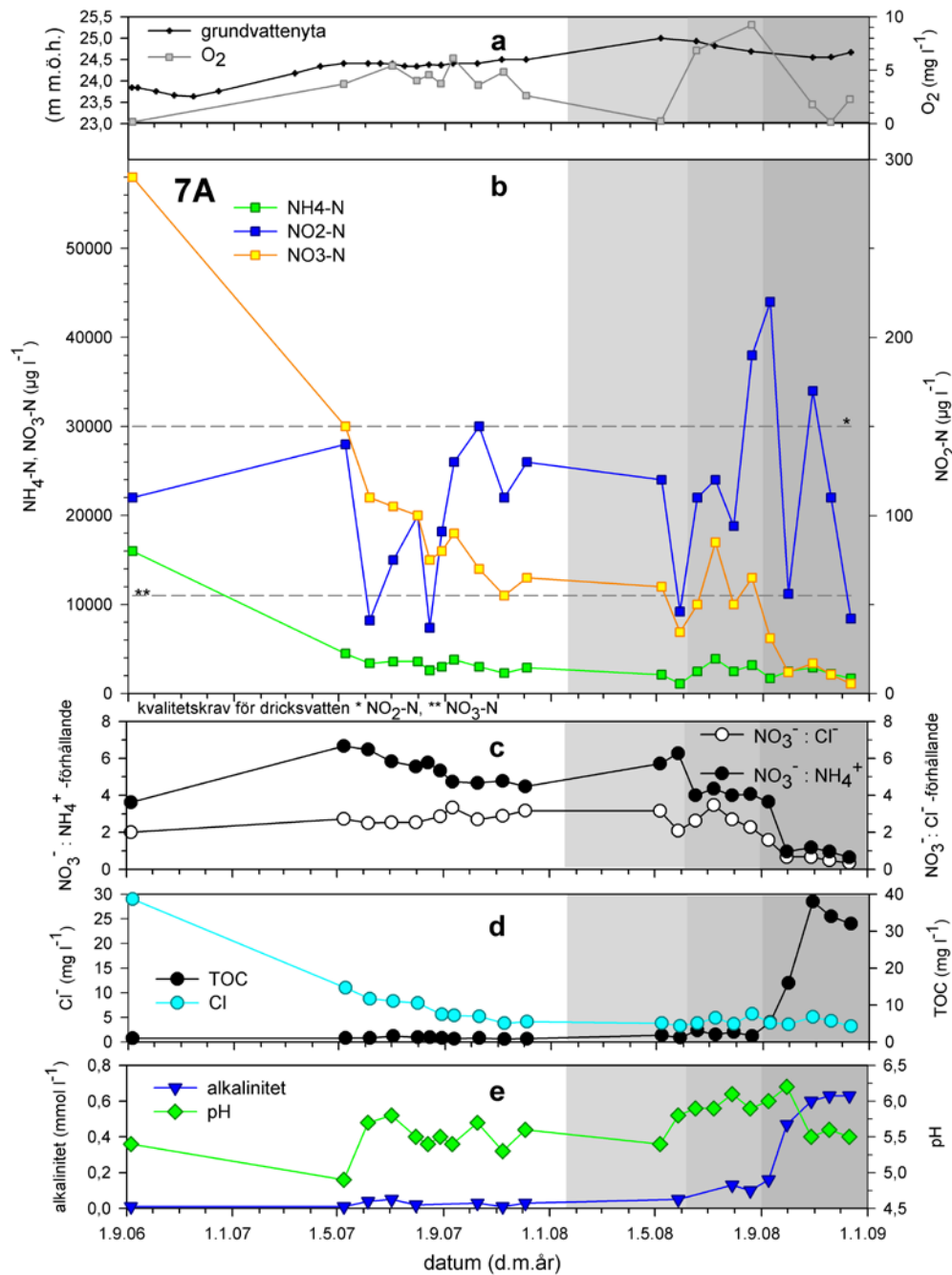


Bild 5. Observationsrör 7A: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS); b) NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N i grundvattenanalysresultaten; c) nitratets förhållande till klorid och ammonium; d) TOC, Cl; e) alkalinitet och pH-analysresultat. Den i grundvattnet infiltrerade och till rör 7A transporterade etanolpulsen har märkts med en bakgrundsfärg enligt följande: Vitt; ingen etanol, grått; färgtonen beskriver den infiltrerade etanolvolymen som infiltrerats per gång (ljusgrått 10 l, mellangrått 40 l och mörkgrått 80 l). [retur till sammandraget, kapitel 6]

Bilaga 4.6

Observationsrör I3B

I moränskiktet varierade grundvattnets kvalitet (till exempel OR13B; bild 6) endast lite under undersökningsperioden. Större variationer observerades i det grundvatten som var i naturtillstånd i siltskiktet (till exempel OR 5A; bild 7). Samma observerades i siltskiktets förorenade grundvatten utanför det behandlade området (till exempel HP 1A; bild 8). [\[retur till sammandraget, kapitel 6\]](#)

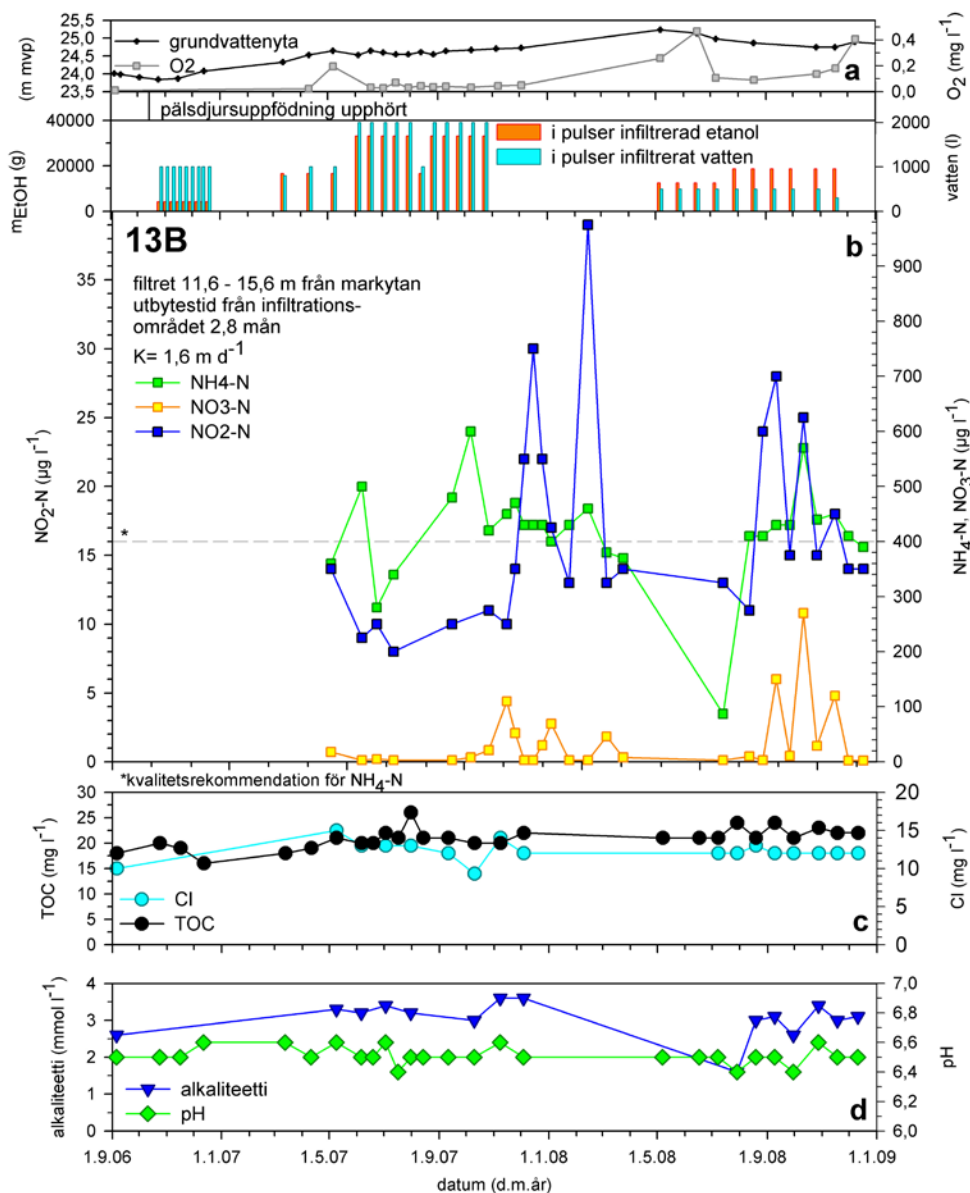


Bild 6. Observationsrör I3B: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS), tidpunkterna för infiltrering av kolkällan, volymerna infiltrerat kol (etanol) och vatten, tidpunkten för upphörandet av pålsfarmningen; b) observationsrörsfiltrets djup från markytan samt den hydrauliska konduktiviteten och utbytestiden beräknade utgående från slugtest från infiltreringsområdet till grundvattenröret samt NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N i grundvattenanalyserna; c) TOC, Cl; d) alkalinitet och pH-analysresultat.

Bilaga 4.7

Observationsrör 5A

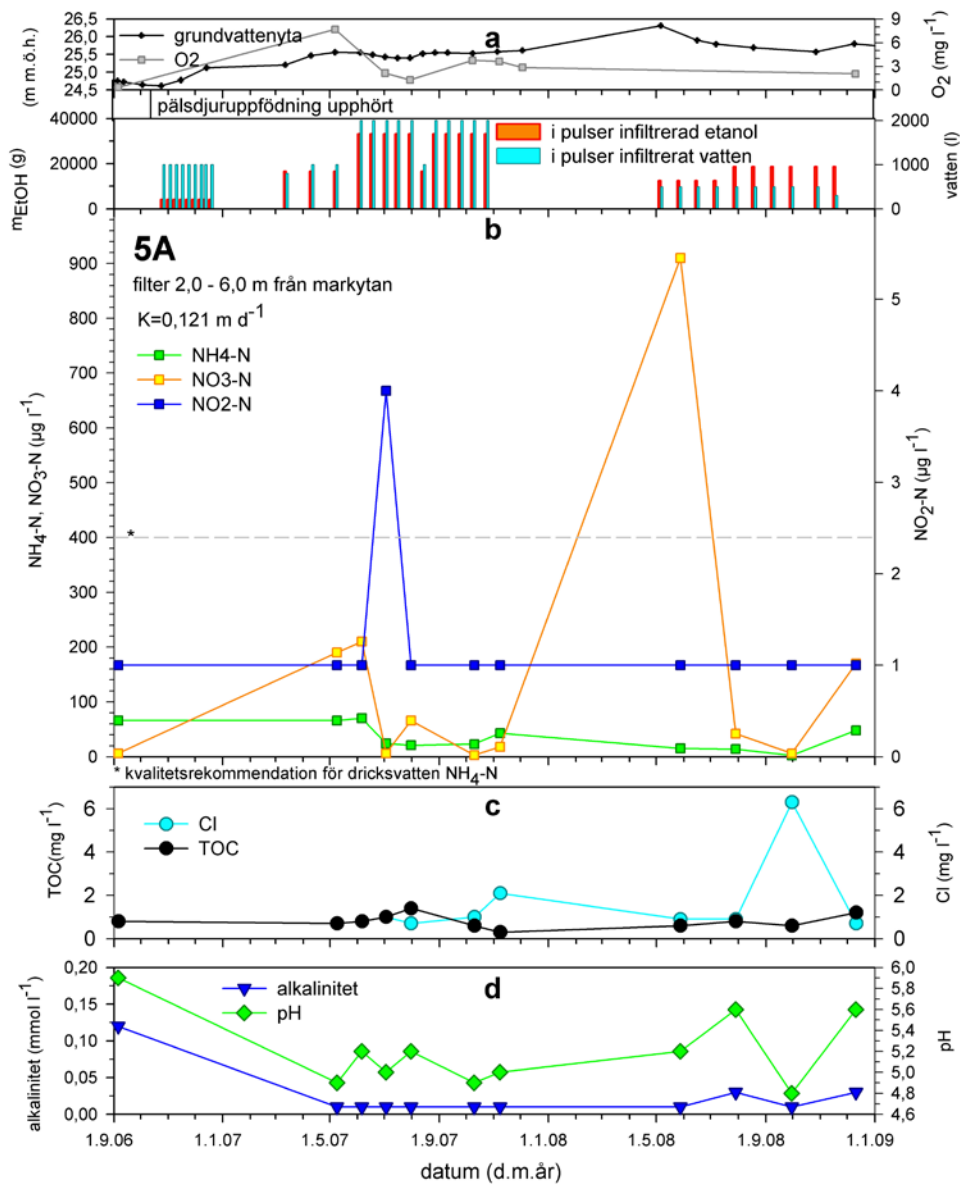


Bild 7. Observationsrör 5A: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS), tidpunkterna för infiltrering av kolkällan, volymerna infiltrerat kol (etanol) och vatten, tidpunkten för upphörandet av pälssfarmingen; b) observationsrörsfiltrets djup från markytan samt den hydrauliska konduktiviteten och utbyttestiden beräknade utgående från slug-test från infiltreringsområdet till grundvattenröret samt $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ i grundvattenanalyserna; c) TOC, Cl; d) alkalinitet och pH-analysresultat. [retur till kapitel 6]

Bilaga 4.8

Observationsrör IA

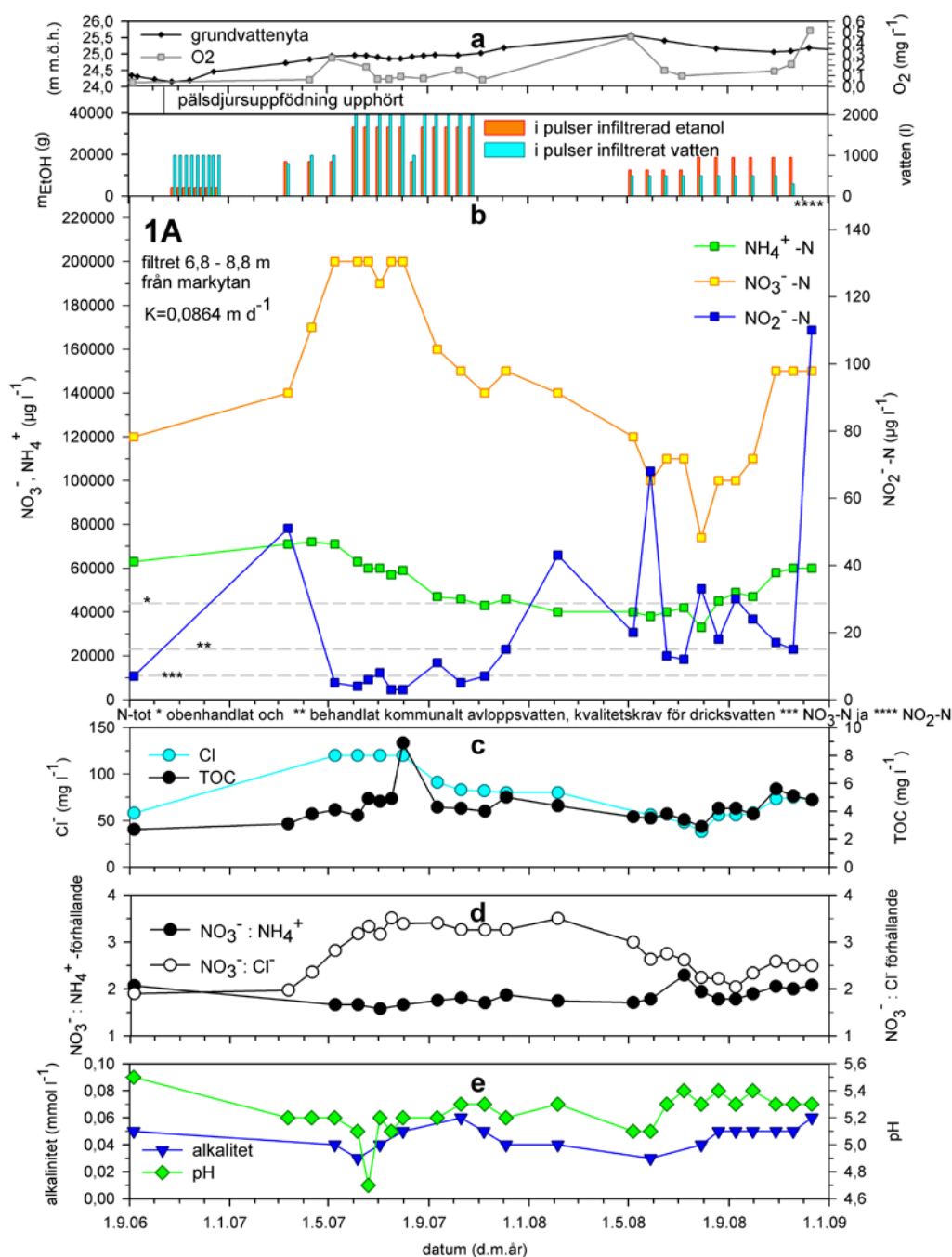


Bild 8. Observationsrör IA: a) grundvattennivåerna, syrehalterna (mätta med multielektrodfältmätaren YSI 556 MPS), tidpunkterna för infiltrering av kolkällan, volymerna infiltrerat kol (etanol) och vatten, tidpunkten för upphörandet av pålsfarmingen; b) observationsrörsfiltrets djup från markytan samt den hydrauliska konduktiviteten och utbyttestiden beräknade utgående från slug-test från infiltrerings-området till grundvattenröret samt NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N i grundvattenanalyserna; c) TOC, Cl; d) nitratets förhållande till klorid och ammonium; e) alkalinitet och pH-analysresultat. [retur till kapitel 6]

Bilaga 4.9

Uppkomsten av nitrit i grundvattnet

I NITROS-fältområdet mättes nitrithalter som översteg kvalitetsnormerna för hushållsvatten både i det behandlade området och utanför det och både under och före behandlingen. Närmare infiltreringsområdet (OR 13A, OR18 och OR19) observerades inga trender eller förändringar i nitrithalter, nitrat-klorid-förhållandena eller nitratets delta-värden som antydde rening av grundvattnet (kuvat 1, 2 ja 3). Grundvattnets nitrithalter var mycket höga i ovannämnda observationsrör. Däremot uppstod inget nitrit i områden dit behandlingens inverkan inte nådde (till exempel OR 16). I NITROS-filtreringsförsöken observerades liknande uppgång av nitrithalter i samband med ändringarna i kol-kväve-förhållandet (Martin et al. 2008). Nitrit uppstår i samband med störningar när mikrobiopopulationerna anpassar sig till nya förhållanden (till exempel ändring i halten organisk substans).

Även i observationsrören 14 och 7A mättes tidvis högre nitrithalter än i det förorenade områdets kärna (t.ex. OR 1A, bild 8). Dessa högre nitrithalter sammanföll med etanolförsökerna. Visserligen mättes i synnerhet i observationsrör 7A relativt höga nitrithalter redan före behandlingens inverkan (åren 2006 och 2007). Uppgången av nitrithalter i försöksområdets grundvatten verkar ha samband med en icke optimal denitrifikation.

Nitrithalterna var tidvis exceptionellt höga nära infiltreringsområdet, där ingen egentlig rening observerades. De icke optimala förhållandena hade eventuellt samband med till exempel surheten. Med tanke på reningen av grundvattnet kan förekomsten av nitrit å andra sidan anses vara ett tecken på denitrifikation, om än en ofullständig. Till exempel i närheten av observationsrör 7A kan det ha förekommit denitrifikation i liten grad redan före behandlingen haft verkan, vilket visas av de förhöjda nitrithalterna. För utnyttjandet av den naturliga effektiviserade denitrifikationen är det viktigt att ökningen av kolkällan inte resulterar i att nitrit anrikas i grundvattnet.

I NITROS-filter- och fältförsöken var uppkomsten av nitrit tids- eller platsmässigt ett begränsat, till störningar anknutet fenomen. Det rena grundvattnets nitrithalter låg i huvudsak på ursprungsnivån eller under den (OR 7A och 14) och följde kvalitetskraven för dricksvatten. Tillkomsten av ett begränsat skikt som bildar nitrit i samband med saneringen kan också vara till fördel med tanke på saneringen av grundvattnet, eftersom det är uttryckligen nitrit som ANAMMOX-bakterierna kräver när de oxiderar ammonium. För saneringens mål kan den optimala lösningen nås just vid detta tillfälle: både ammonium och nitrit som bildats från nitrat skulle elimineras ur grundvattnet. [\[retur till sammandraget, kapitel 5 förutsättningar för en lyckad sanering\]](#)

Bilaga 4.10

pH-värdets inverkan på denitrifikationshastigheten

pH-värdets inverkan på denitrifikationshastigheten undersöktes i vattenprov från observationsrören 13A, 16 och 18. Denitrifikationshastigheten bestämdes i de ursprungliga proven, vilkas pH-värde inte justerades, och i prov, vilkas pH justerades till önskat värde med en buffertlösning.

Denitrifikationen var mycket långsam i prov från observationsrören 13A och 18 när grundvattnets pH var 5,2 eller lägre. Den blev ungefär femton gånger snabbare när provens pH höjdes artificiellt till cirka 6. Denitrifikationen blev ännu effektivare när pH höjdes till 6,5–7 (bild 9). Denitrifikationshastigheterna i parallellproven, vilkas pH inte justerades, placerade sig väl på kurvan som beskriver denitrifikationens beroende av pH (bild 9). I ett prov från grundvattnetsrör 16 var det ursprungliga pH-värdet lågt

(4,6). I detta prov skedde knappast någon denitrifikation om pH inte justerades. Å andra sidan stegrade en höjning av pH till 5,8 inte de denitrifierande bakteriernas aktivitet till tillnärmelsevis samma nivå som i de två andra proven. Till skillnad från de två andra proven var optimalt pH cirka 6 och vid ett högre pH-värde blev denitrifikationen åter långsammare (bild 9). [retur till sammandraget; kapitel 4] [retur till sammandraget; kapitel 5] [retur till sammandraget; kapitel 6]

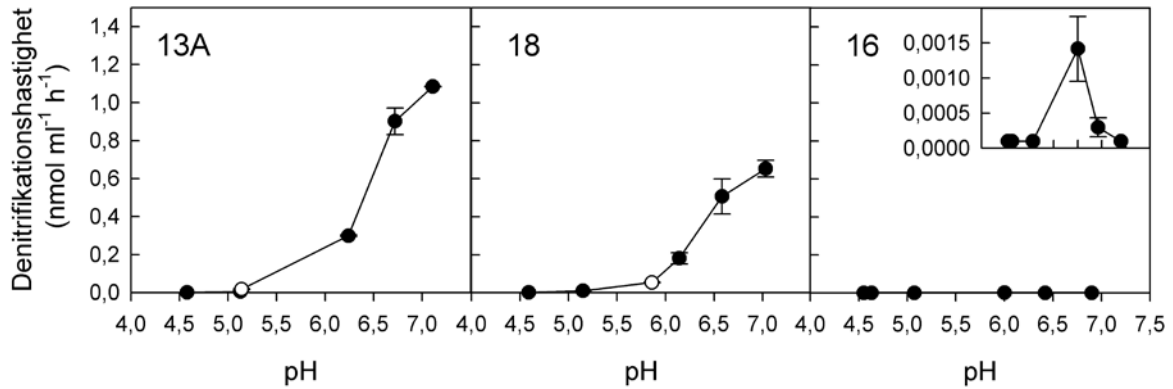


Bild 9. Denitrifikationshastighetens beroende av pH i tre grundvattenprov från Karkauskangas försöksområde (grundvattenrören 13A, 16 och 18). De svarta cirkarna representerar prov vilkas pH justerades med en buffertlösning. De vita cirkarna representerar prov i naturtillstånd, vilkas pH inte justerades.

Litteraturen i bilaga 4

Martin, D., Salminen, J.M., Niemi, R.M., Heiskanen, I., Valve, M., Hellstén, P. & Nystén, T. 2009. Acetate and ethanol as potential enhancers of lowtemperature denitrification in soil contaminated by fur farms: A pilotscale study. *Journal of Hazardous Materials* 163(2– 3), 1230-1238.

Petäjajarvi, S., Nystén, T., Salminen, J. & Tuominen, S. 2010. Nitraatin poisto turkistarha-alueiden maaperästä ja pohjavedestä - Maastokoe Karkauskankaan pohjavesialueella. *Suomen ympäristö 8/2010*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 164 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=358682&lan=fi&clan=fi>

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral SYKE			Datum Maj 2012
Författare	Jani Salminen, Sirkku Tuominen och Taina Nystén			
Publikationens titel	<p>Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla</p> <p>Eliminering av nitrat från pälsfarmområdets mark och grundvatten genom biologisk sanering</p>			
Publikationsserie och nummer	Miljöhandledning 2012			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig endast på internet: www.ymparisto.fi/syke/publikationer .			
Sammandrag	<p>Denna handbok redogör för biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat och bokens målgrupper är verksamhetsutövare, konsulter i miljöbranschen och myndigheterna. Handboken innehåller en kort översikt av lagstiftningen och verksamhetsutövarens skyldigheter i frågor som gäller förorening av mark och grundvatten. Därtill behandlas de specialfrågor som gäller förorening av grundvattnet på pälsfarmområden och både teoretisk och på erfarenhet baserad kunskap om biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat presenteras. Handboken och de avsnitt som beskriver hur en sanering utförs baserar sig på material som erhållits i NITROS-undersökningen. Resultat från motsvarande saneringar har inte tidigare publicerats i Finland. Saneringsmetodens grundprinciper är däremot allmänt accepterade och är även kända i internationell litteratur. Handbokens innehåll går att tillämpa på motsvarande objekt i Finland utan att förbiga varje objekts och grundvattenområdes särdrag, som alltid ska särskilt tas i beaktande oberoende vilken saneringsmetod för grundvattnet som tillämpas.</p>			
Nyckelord	Grundvatten, nitrat, förorening, pälsfarm, sanering, marken, bioteknik, etanol			
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral SYKE			
	ISBN	ISBN 978-952-11-4038-9 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-167X (online)
	Sidantal 45	Språk finska, svenska	Offentlighet public	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral SYKE PB 140, 00251 Helsingfors Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Förläggare	Finlands miljöcentral SYKE PB 140, 00251 Helsingfors Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år				

KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus SYKE			Julkaisu-aika Toukokuu 2012
Tekijä(t)	Jani Salminen, Sirkku Tuominen ja Taina Nystén			
Julkaisun nimi	Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöopas 2012			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana ainoastaan verkkojulkaisuna internetistä: www.ymparisto.fi/syke/julkaisut .			
Tiivistelmä	<p>Tämä opas käsittelee nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologista kunnostamista ja oppaan kohderyhminä ovat toiminnanharjoittajat, ympäristöalan konsultit ja viranomaiset. Opas sisältää lyhyen katsauksen lainsäädäntöön ja toiminnanharjoittajan velvollisuuksiin maaperän ja pohjaveden pilaantumiskysymyksissä. Oppaassa käsitellään lisäksi pohjaveden pilaantumiseen turkistarha-alueilla liittyviä erityiskysymyksiä ja tarjotaan sekä teoreettista että kokemuseräistä tietoa nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologisesta kunnostuksesta. Opas ja sen kunnostuksen suorittamiseen liittyvät osiot perustuvat NITROS-tutkimuksesta kerättyihin aineistoihin ja Suomen olosuhteissa muita vastaavia kunnostuksia ei ole tiettävästi aiemmin julkaistu. Kunnostusmenetelmän peruseriaatteet sen sijaan ovat yleisesti hyväksytyjä ja myös kansainvälisessä kirjallisuudessa tunnettuja. Oppaan sisältö on sovellettavissa muissa vastaavissa kohteissa Suomessa unohtamatta kunkin kohteen ja pohjavesialueen ominaispiirteitä, jotka tulee aina erikseen ottaa huomioon sovellettaessa mitä tahansa pohjaveden kunnostusmenetelmää.</p>			
Asiasanat	Pohjavesi, nitraatti, pilaantuminen, turkistarha, kunnostaminen, biotekniikka, maaperä, etanoli			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus SYKE			
	ISBN	ISBN 978-952-11-4038-9 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-167X (verkkoy.)
	Sivuja 45	Kieli suomi, ruotsi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis.alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus SYKE PL 140, 00251 Helsinki neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus SYKE PL 140, 00251 Helsinki neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika				

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute SYKE			<i>Date</i> May 2012
<i>Author(s)</i>	Jani Salminen, Sirkku Tuominen and Taina Nystén			
<i>Title of publication</i>	Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla (Biological in situ remediation of nitrate-contaminated soil and groundwater at fur farms)			
<i>Publication series and number</i>	Environment Guide 2012			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available only on the internet: www.ymparisto.fi/syke/publications .			
<i>Abstract</i>	<p>This publication describes bioremediation of nitrate-contaminated ground water and is aimed at stakeholders, consultants within the remediation sector, and the environmental authorities. The booklet contains a short review on relevant legislation and stakeholders' responsibilities regarding soil and groundwater contamination and remediation. Attention is also given to specific questions on ground water contamination issues on fur farms and both theoretical and practical hands-on knowledge on the bioremediation of nitrate-contaminated ground water is provided. The contents of the publication is largely based on the data and findings collected within the NITROS-project as similar bioremediation studies in Finland or under similar conditions have not been published. The general principles of the remediation method are generally accepted and known in the international scientific literature. The guidance given in the publication is applicable at sites facing problems with nitrate contamination in ground water provided that the characteristics of each individual site are fully recognized and considered upon the remedial actions.</p>			
<i>Keywords</i>	Ground water, nitrate, contamination, fur farm, remediation, biotechnology, soil, ethanol			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Institute SYKE			
	ISBN	ISBN 978-952-11-4038-9 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-167X (online)
	No. of pages 45	Language Finnish, Swedish	Restrictions public	Price (incl. tax 8 %)
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute SYKE P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute SYKE P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>				

Denna handbok redogör för biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat och bokens målgrupper är verksamhetsutövare, konsulter i miljöbranschen och myndigheterna. Handboken innehåller en kort översikt av lagstiftningen och verksamhetsutövarens skyldigheter i frågor som gäller förorening av mark och grundvatten. Därtill behandlas de specialfrågor som gäller förorening av grundvattnet på pålsfarmområden och både teoretisk och på erfarenhet baserad kunskap om biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat presenteras. Handboken och de avsnitt som beskriver hur en sanering utförs baserar sig på material som erhållits i NITROS-undersökningen. Resultat från motsvarande saneringar har inte tidigare publicerats i Finland. Saneringsmetodens grundprinciper är däremot allmänt accepterade och är även kända i internationell litteratur. Handbokens innehåll går att tillämpa på motsvarande objekt i Finland utan att förbigå varje objekts och grundvattenområdes särdrag, som alltid ska särskilt tas i beaktande oberoende vilken saneringsmetod för grundvattnet som tillämpas.



ISBN 978-952-11-4038-9 (PDF)

ISSN 1796-167X (online)