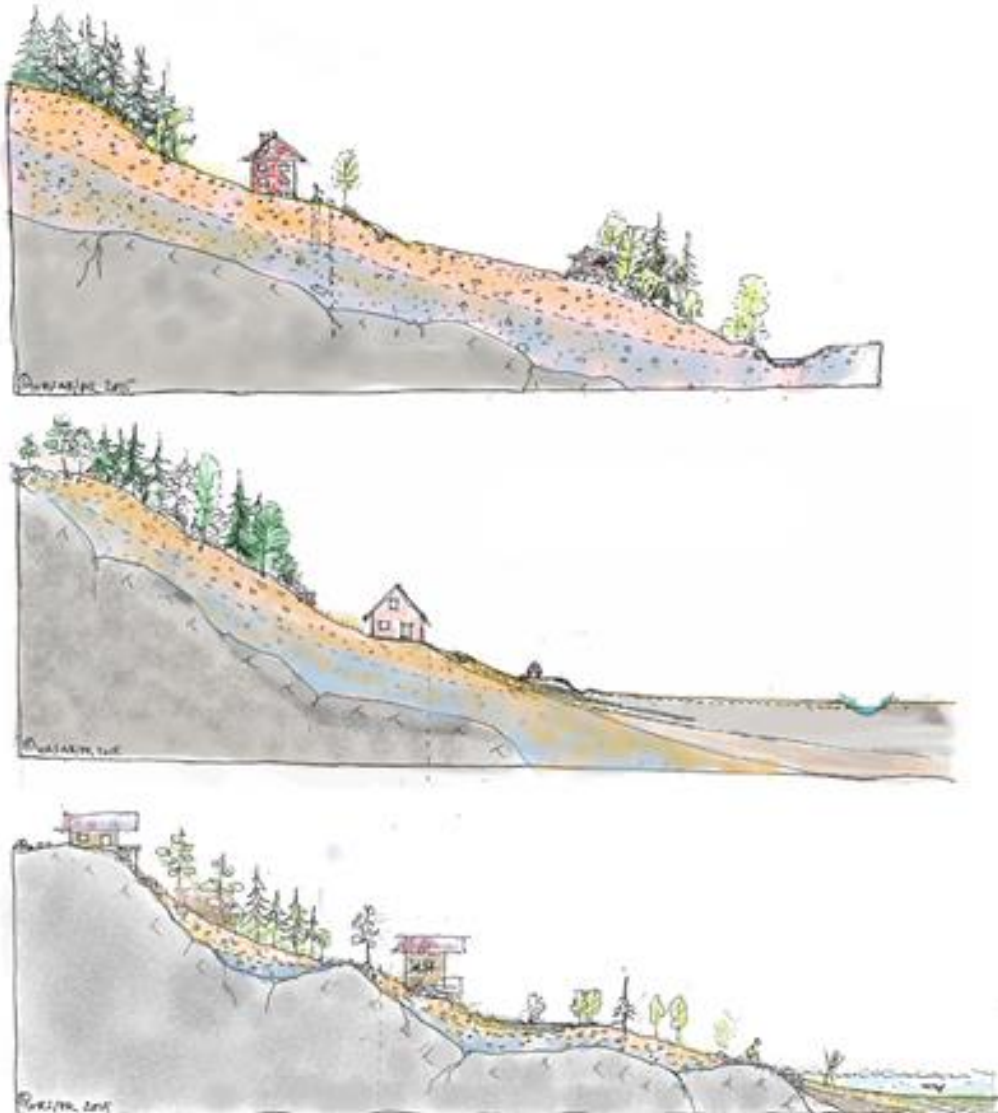


Bedömning av självrening och retention i mark vid prövning av små avlopp – smittskydd och fosfor



VA-guiden rapport 2016:2

Underlagsrapport till Havs- och vattenmyndigheten, 2016-01-15. Reviderad 2016-10-19

Författare:

Peter Ridderstolpe och Lars Hylander WRS samt Björn Eriksson och Astrid Grinell VA-guiden.

Granskning och redigering:

Jonas Andersson och Barbro Beck-Friis WRS samt My Laurell

Förord

Denna rapport utreder antagandet om att fosfor kvarhålls i mark efter att avloppsvattnets behandlats och lämnar själva anläggningen. Projektet har medfinansierats av Havs- och vattenmyndigheten.

Rapporten bygger på en genomgång av vetenskaplig litteratur samt intervjuer och avstämningar med sakkunniga och miljöinspektörer. Utifrån underlaget föreslår projektet ett konkret förslag till verktyg för att bedöma markretentionen av fosfor det enskilda fallet. Modellerna handlar om att gå från resonemang till tumregler för att uppskatta den mängd fosfor som kan antas kvarhållas i omgivningen efter en avloppsanläggning. För att illustrera modellerna tillämpas de i fyra fallstudier.

Frågan om omgivningens förmåga att kvarhålla och rena det spillvatten som lämnar en avloppsanläggning tas inte upp i Naturvårdsverkets vägledningar. I den redovisning som Havs- och vattenmyndigheten gjorde till Miljödepartementet utifrån regeringsuppdraget om hållbar åtgärdstakt tydliggjorde myndigheten behovet av att få bättre grepp om frågan om markretention för att bedöma skyddsnivån på en specifik plats. Detta behov återspeglades i HaV:s utlysning 2014 för utvecklingsprojekt om små avlopp och projektet blev verklighet.

VA-guiden har drivit projektet och tagit hjälp av WRS AB. Litteraturstudier, intervjuer samt konceptutveckling och fallstudier har till största del utförts av WRS och då i synnerhet av Peter Ridderstolpe och Lars Hylander. VA-guidens roll har varit att stötta med sakkunskap om bedömningsituationer och att knyta ihop säcken.

Processen har tagit sin tid men vår avsikt har varit att presentera något mer än resultat från litteraturgenomgång och intervjuer. Litteraturstudien och intervjuerna genomfördes under 2014 och 2015. Det visade sig vara en stor utmaning att dels sammanställa resultat och dels att tolka dessa som ställningstaganden. Dessutom har projektet under arbetes gång haft ytterligare avstämningar med framförallt miljökontor och handläggare vid Länsstyrelser.

En annan aspekt som också påverkat arbetets gång är att det finns flera målgrupper som vi bedömer skulle ha nytta av kunskapen. Nationella och regionala myndigheter som via belastningsberäkningar uppskattar påverkan från olika källor behöver nå en samsyn. De kommunala miljökontoren som prövar avloppsärendena behöver vägledning inför sina bedömningar. Likaså projektörer och entreprenörer som planerar och anlägger avloppsanläggningar. Fastighetsägaren är den som ansvarar för sitt avloppsutsläpp och ska visa att den anläggning man valt klarar miljöbalkens krav.

Vi bedömer att frågan får stor påverkan i praktiken när det gäller synen på miljöpåverkan från små avlopp och följaktligen kommunernas hantering och kommunikationen om små avlopp. Det är vår förhoppning att denna rapport direkt och indirekt kan bidra till ökad förståelse för markretentionens potential och att detta ska leda till bättre bedömningar och avvägningar i de enskilda fallen vilket i sin tur leder till ett förbättrat skydd av miljö och människors hälsa samt rimliga kostnader för den enskilde för att uppnå detta skydd.

Rapporten som sådan ska ses som ett underlag för vidare diskussioner och vägledning från nationella och regionala myndigheter då en samsyn i retentionsfrågan är avgörande för enhetlig ärendehantering och likvärdig prövning.

HaV har som sagt finansierat en stor del av rapporten men de ställningstaganden som vi gör i rapporten är våra egna. Projektet har rapporterats till HaV men myndigheten har inte haft möjlighet att granska rapporten under våren 2016.

Rapporten hänvisar till Naturvårdsverkets allmänna råd NFS 2006:7. Den 30 maj 2016 trädde HaV:s uppdaterade version, HVMFS 2016:17, av råden i kraft. Vi har gjort några mindre ändringar, förtydliganden och korrigeringar av stavfel och uppgifter i denna rapport jämfört med den version som lämnades in i januari till HaV. Vi har dock valt att behålla hänvisningarna till NFS 2006:7 då HVMFS 2016:17 inte skiljer sig beträffande vägledningen för att bedöma ett områdes känslighet.

Ett stort tack riktas till alla som bidragit till rapporten. I synnerhet vill vi tacka Anna Nordström (SVA), Bo Olofsson (KTH), Cecilia Remén (Uppsala kommun), Jonas Christensen (Ekologen Miljöjuridik AB), Göran Risberg (SGU), Lena Maxe (SGU), Peter Nilsson (VA-teknik & Vattenvård), Trond Maehlum NIBIO, f.d. Bioforsk Norge), Torbjörn Mattsson (Norrtälje kommun) som har ställt upp med sin tid för att svara på frågor och kommit med synpunkter. Vi vill också tacka HaV för att tålmodigt följt arbetet och inväntat rapporten.

Uppsala 2016-06-13

Björn Eriksson VA-guiden och Peter Ridderstolpe WRS

Sammanfattning

Vid utsläpp av avlopp i mark sker självrenande processer som kvarhåller fosfor och reducerar smittämnen och andra föroreningar. Denna självrening är ofta betydande och viktig då den reducerar risk för påverkan på ytvatten. Vid lokalisering av små avloppsanläggningar ges i regel möjligheten att leda bort avloppsvattnet via mark och på så vis undvika direktutsläpp till ytvatten.

Utgångspunkter och tillägagsätt

Ett grundläggande antagande för studien är att retention i mark bör räknas in i den sammanlagda reduktionen av fosfor vid provningar av små avlopp, när den ekologiska statusen hos ett ytvatten styr kravnivån på den enskilda avloppsanläggningen. Rapporten jämför detta resonemang med hur smittskydd från små avloppsanläggningar hanteras där praxis är att tillgodoräkna sig uppehållstid och reduktion i den mättrade grundvattenzonen.

De svenska miljöförvaltningarna saknar i dagsläget vägledning och verktyg för att bedöma platspecifika förutsättningar för retention i mark. Det övergripande motivet till denna studie är att stötta landets miljöförvaltningar i deras uppdrag att pröva små avlopp i enlighet med miljöbalkens regelverk.

Projektet har följt två huvudsakliga linjer: (1) Sammanställning av vetenskapliga rön som bidrar till förståelsen av retention i mark av fosfor från små avlopp och (2) Tolkning och anpassning av dessa rön till ett relativt enkelt verktyg med tumregler som kan tillämpas i enskilda fall för att bedöma retentionspotentialen och rening av smittämnen. Resultaten bygger på en litteraturstudie samt djupintervjuer med sakkunniga inom geohydrologi, markbaserad rening, juridik och smittskydd. Modellen för att bedöma markretentionen i ett enskilt fall har applicerats på verkliga typfall och resulterat i beräkningar av bedömd retentionspotential. Två miljöhandläggare har granskat tillämpbarheten hos förslaget. Därutöver har en workshop för avstämning hållits med miljöinspektörer som inte var involverade i projektet i övrigt.

Problembeskrivning

Naturvårdsverkets allmänna råd om små avlopp, NFS 2006:7, tar inte upp frågan om retention efter anläggningen vilket gör att behovet av vägledning om hur naturens förmåga att kvarhålla och reducera föroreningar efter själva reningsanläggningen är stort. Att inkludera retentionen i mark i bedömningen av avloppsanläggningens miljöpåverkan leder till ett ökat fokus på hur utsläppspunkten kan lokaliseras så att potentialen för retention i mark kan optimeras.

En parallell till resonemangen om retention av fosfor från små avlopp är bedömningen av kvävereduktionen enligt avloppsdirektivet som rör de kommunala avloppsreningsverken. Efter att EU-kommissionen stämt Sverige för att ett större antal svenska reningsverk inte uppfyllde avloppsdirektivets krav på kväverening dömde EU-domstolen i tvisten. Kontentan av domen är att där kväveretention bedöms förekomma kan verksamhetsutövaren tillgodoräkna sig avskiljningen i avloppsreningsverket samt retentionen i vattenmiljön för att visa att avloppsdirektivets krav på procentuell reduktion uppnås.

Principer för självrening och retention i mark

Fosfor är nästan alltid ett bristämne för marklevande organismer. Det innebär att svampar, bakterier och växter har mekanismer som snabbt tar upp löst fosfor ur markvätskan. I rapporten beskrivs principer för reduktion av smittämnen men framförallt principer för fosforomsättning i mark och via växtupptag. I kapitel 3 beskrivs även exempel på utformningar av utsläppspunkten för att öka retentionspotentialen samt underlag för att uppskatta retentionspotentialen.

Fosfor rör sig i "loopar" i marken som både innefattar frisättning och upptag, det vill säga i processer som sker i flera steg. Hur det sker påverkas av markens och markvattnets fysikaliska och kemiska egenskaper och i samspel med levande organismer. Många delprocesser är otillräckligt kända, detta gäller särskilt den organiska fosforns förekomst och omsättning. Både snabba och mycket långsamma processer styr fosforomsättningen i mark.

Vetenskapen är överens om att fosforinbindningen är betydligt mer effektiv i luftad mark än i vattenmättad mark, även om detaljerad specificering saknas för olika jordar. Det är också klarlagt att mark som är utsatt för större jordmånsbildande processer har högre inbindningskapacitet än mer opåverkad jord. Högre inbindningskapacitet kan således förväntas i ytligare jordlager än i djupare liggande jordlager. Även om inbindning av fosfor är effektivast i den övre mest jordmånspåverkade zonen så är det visat i många studier att fosforavskiljning fortsätter även i den vattenmättade markprofilen.

De hydrogeologiska förhållanden som råder i Sverige kan göra det svårt att särskilja den omättade zonen från den mättade. I trakter med tunna heterogena jordar kan variationen av grundvattennivån vara mycket stor. Vid utsläpp av avlopp i sådan mark kan vattnet komma att magasineras och röra sig i olika delar av markprofilen under året. Dessa variationer gör att den fosfor som avskiljs under mättade markförhållanden senare kan utsättas för omättade markförhållanden.

Fosforretentionen via diken där både mark och växtlighet deltar i processen har dokumenterats i flera studier. De faktorer som påverkar retention av fosfor är framförallt hydrogeologi, markkemi, markliv och vegetation.

I kapitel 3, tabell 10, presenteras ett förslag på fyra retentionsklasser utifrån marktyper och i tabell 11 ges ett förslag på tre klasser för förväntad årlig retention för olika typer av diken. Slutligen i tabell 12 presenteras förslag på avståndskoefficienter för att ta hänsyn till avtagande specifik retention med ökat avstånd.

Verktyg för bedömning av retentionspotentialer

För att göra de föreslagna retentionsklasserna användbara presenterar studien ett förslag till ett verktyg för att bedöma retentionspotential. På grund av komplexiteten i de processer som styr retention av fosfor i mark anger verktyget retentionsklasser med stor säkerhetsmarginal. Detta för att minska risken för överskattningar. Verktyget omfattar två olika metoder för att bedöma retentionspotential, förenklingsmetoden och beräkningsmetoden.

Förenklingsmetoden kan tillämpas där man saknar detaljerad information om de platsgivna förutsättningarna eller då man vill ha en snabb och översiktlig bild om risk för påverkan på en viss recipient. I förenklingsmetoden har de komplexa samband som bestämmer markekosystemets retentionspotential och risk för påverkan på grundvatten och ytvatten sammanfattats i tre olika landskapstyper. De tre studerade landskapstyperna som beskrivs i kapitel 4 är *Inlandets skogslandskap*, *Jordbrukslandskapet* och *Kustens klipplandskap*. Dessa landskapstyper antas representera huvuddelen av naturförhållandena i Sverige. Utifrån dessa tre landskapstyper illustreras förmodad fosforretention via grafer i figurerna 18 och 19 och i kapitel 5 testas bedömningsmetoderna i fyra fallstudier utifrån verkliga situationer i de tre landskapstyperna.

Beräkningsmetoden är tänkt att användas för att ge god vägledning för kravnivån på själva reningsanläggningen och används för att bedöma retention i mark när behov av större precision är önskvärd, till exempel vid tillsyn av befintliga avlopp och bedömningar av särskilda skydds krav för fosfor kan behövas. Metoden kräver viss information om platsgivna förutsättningar såsom topografi, geologi och hydrologi. Tillvägagångssätt för beräkning av retentionspotential framgår av tre typexempel.

Slutsatser

Utifrån resultaten från litteraturstudien, djupintervjuerna och förslaget till verktyg för att bedöma retentionspotentialer i det enskilda fallet drar projektgruppen följande slutsatser:

- Att nyttja naturens självrenande processer är en viktig och vedertagen princip för att skapa skydd för miljön och för människors hälsa.
- Vid prövning av små avlopp används självrening som ett viktigt skydd mot smittspridning. Principen med skyddsavstånd handlar om att skapa skydd genom att avskilja och avdöda smittämnen i grundvattnet mellan utsläppspunkt och vattentäkt. Det är rimligt att principen om självrening också ska gälla för att skydda ytvatten.
- I motsats till stora avloppsanläggningar har sällan små anläggningar utsläpp direkt till ytvatten. Möjligheter finns nästan alltid att skapa extra skydd genom utsläpp till mark. Eftersom både vattenmängder och föroreningsmängder i små avlopp är just små finns goda möjligheter att skapa effektivt skydd för ytvatten om självrenande processer i mark används.
- Ökad produktion till följd av tillförsel av fosfor kan skapa oönskade effekter i ytvatten (övergödning), men ytterst sällan i mark och grundvatten.
- Markekosystemet i speciellt skogsmark lider normalt brist på fosfor. Detta beror på att våra svenska jordar är naturligt fosforfattiga och att löst fosfor tenderar att bindas in till markpartiklar. Växterna har därför utvecklat effektiva mekanismer för att utvinna fosfor ur marken för växtproduktion. Genom mykorrhiza kan även tillfälliga och spridda förekomster av löst fosfor effektivt tas upp ur marken av växterna.
- Typiskt för utsläpp från små avlopp är att utsläppen är små och spridda. Därför kan självrenande processer i mark såsom fastläggning och växtupptag vara betydande även om det markområde till vilket utsläppet sker i är begränsat.
- Sammanställning av uppgifter från litteraturen där fosforinbindning och växtupptag i markekosystem kvantifierats, indikerar att en långsiktig retention sker (cirka 50 år). Vid avloppsutsläpp varierar det mellan 5-15 gram fosfor per m³ mark i normala svenska jordar.
- Verktuget förenklar komplexa sammanhang och tar höjd för osäkerheter genom att ansätta retentionskoefficienter med stora marginaler. Detta för att undvika överskattningar av markretentionen.
- Fosformängden från ett helt orenat avlopp från ett enskilt hushåll är i normalfallet maximalt 1000 gram per år. Med längre gående rening motsvarande en genomsnittlig men väl fungerande markbädd eller infiltration antas utsläppet vara i storleksordningen 500 gram per år. Under transporten i mark avskiljs ytterligare fosfor.
- I normalfallet (skogs och jordbruksbygd) kan man räkna med att vid utsläpp av blandat avlopp till markbädd eller infiltration kommer sannolikt ingen fosfor att nå recipienten om sträckan för självrening är 150 m eller längre. För att uppnå ett recipientskydd motsvarande normal skyddsnivå (70 % reduktion) räcker normalt en retentionssträcka om 75 meter. Vid utsläpp av enbart BDT-vatten från motsvarande reningsanläggning kvarhålls den utsläppta fosformängden redan efter 15-20 meter.

- Eftersom markretention av fosfor inte ingår i de belastningsmodeller som används av vattenmyndigheterna är det sannolikt att fosforbidragen till ytvatten från enskilda avlopp är kraftigt överskattade.

Med den kunskap som tagits fram i detta projekt anser vi att följande punkter bör gälla som vägledning.

För befintliga anläggningar

- Beakta alltid markretentionen vid kravställandet.
- Överväg hellre omlokalisering av utsläppspunkten än krav på fosforrening över anläggning. Bortledning via infiltrationsdike ger billigt och effektivt skydd

För nya anläggningar och vid ombyggnation:

- Utgående vatten från anläggning, även från minireningsverk, bör alltid ledas bort via mark förutsatt att grundvatten inte riskerar att förorenas.
- För att de markbaserade anläggningarna ska bli robusta och tåliga bör råd från tidigare kunskapssammanställningar, t.ex. från 2009 och 2012, beaktas.
 - För att få bästa skydd bör de läggas ytligt och längs med nivåkurvor.
 - Samt byggas som lågbelastade och med pumpbeskickning.

Reflektioner över resultaten

Att exakt kvantifiera retention och bedöma dess uthållighet i det enskilda fallet är i det närmaste omöjligt. Men med hjälp av det föreslagna bedömningsverktyget kan en kvalificerad uppskattning göras. Även om kritik kan riktas mot de förenklingar och generaliseringar som verktyget innebär så menar vi att det ger en rättvisande bild av verkligheten.

Om terrängen är fördelaktig för retention, som i skogs- och jordbruksbygd, utgör små avlopp som ligger cirka hundra meter från strand eller utströmningsområde i regel en obetydlig risk för övergödning. Markbaserade anläggningar som behandlar blandat avloppsvatten förväntas enbart ge övergödningseffekter om de ligger nära utströmningsområde och terräng som är ofördelaktig för retention, till exempel tätbebyggda områden med tunna heterogena jordarter som omger klarvattensjöar högt upp i avrinningsområde.

För att minimera negativ påverkan på vattendrag är det viktigt att retentionspotentialen i området mellan utsläppspunkt och känslig recipient beaktas. För detta behövs tydlig vägledning för enhetliga bedömningar. Studien och förslaget till bedömningsverktyg ska ses som ett underlag till en process för att åstadkomma detta.

Det är givetvis problematiskt att analysen utifrån studiens resultat skiljer sig så markant åt jämfört med de kravnivåer som anges i de allmänna råden NFS 2006:7. Studiens resultat visar att retentionen i mark i många fall är betydande och då blir det problematiskt med en kravnivå i normalfallet på minst 70 % reduktion av fosfor avgränsat till enbart anläggningen. Projektgruppen anser att det är mycket angeläget med en nationell vägledning om hur fosforretentionen efter en anläggning bör bedömas.

Grundvatten eller ytvatten som recipient

För att skydda ytvatten är det fördelaktigt att lokalisera utsläppet till mark, istället för avledning i öppet dike. Detta kan dock innebära en negativ påverkan på grundvattnet. Förutsatt att riktlinjerna med skyddsavstånd med avseende på smittskydd beaktas anser projektgruppen att avledning till mark är att föredra. Projektgruppen anser att det vore gynnsamt för handläggningen av avloppsärenden om denna frågeställning ägnades mer uppmärksamhet för att mynna ut i vägledande rekommendationer till kommunernas miljöförvaltningar.

Behov av fältstudier

Studien belyser behovet av in situ-studier av fosforretention. Det är anmärkningsvärt att inga in-situ-studier genomförts, till exempel för att belägga behov av särskild fosforrening för enskilda avlopp.

Juridiska frågeställningar

Vissa juridiska aspekterna för bedömning av långsiktig retention behöver utredas vidare. I synnerhet när det gäller avledning och reduktion av fosfor via öppet dike uppstår praktiska frågor om skötseln av diken och eventuella dikesföretag som påverkar markprocesserna och retentionen. Även frågan om flera avloppsanläggningar i området kan tillgodoräkna sig retentionspotentialen bör utredas närmare. En uppenbar fråga som en vägledning i retentionsfrågan bör ge svar på är vilket underlag som miljöförvaltningarna bör kräva för bedömningen av retentionspotentialen.

Kretslopp och BDT-rening

Retention av fosfor i markekosystemet kan visserligen stimulera till skogstillväxt, men det innebär att fosfor i princip blir oåtkomlig för återvinning till odlingsmark. Det är projektgruppens bedömning att tydligare direktiv behövs från Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten för att landets kommuner ska kunna möta förväntningarna på system för kretslopp av näringsämnen från små avlopp.

När det gäller källsorterande teknik kvarstår rening av BDT-vatten och där lär sannolikt retentionspotentialen i mark spela stor roll för att nå rimliga avvägningar och kravnivåer på reningsanläggningen och lämpliga utsläppspunkter. I de fall där det är möjligt att använda markens förmåga att kvarhålla fosfor visar resultaten att utsläpp av BDT-vatten till mark i normalfallet inte innebär någon risk för övergödning.

Större fokus på lokalisering och utformning av utsläppspunkt

Denna studie belyser de reningsprocesser som generellt sett sker efter själva avloppsanläggningen och då hamnar frågor om lokalisering och utformning av avloppsanläggningen och dess utsläppspunkt i fokus. Det är i många fall möjligt att lokalisering av anläggningen och utsläppspunkten är av större betydelse än prestandan på själva reningsanläggningen. Av denna anledning är det av stor vikt att Havs- och vattenmyndigheten intar en tydlig ställning och vägleder om retention av fosfor.

Vidareutveckling

Projektgruppen föreslår två vägar för att ta frågan vidare. Det handlar dels om att vidareutveckla bedömningsverktyget genom att testa dess användarvänlighet och dels att bidra till en vidareutveckling av befintliga modeller för belastningsberäkningar.

Det är vår förhoppning att denna studie kan ligga till grund för vidare vägledning som kan underlätta bedömningar av skyddsnivåer och därmed handläggningen av ärenden som rör små avlopp.

Innehållsförteckning

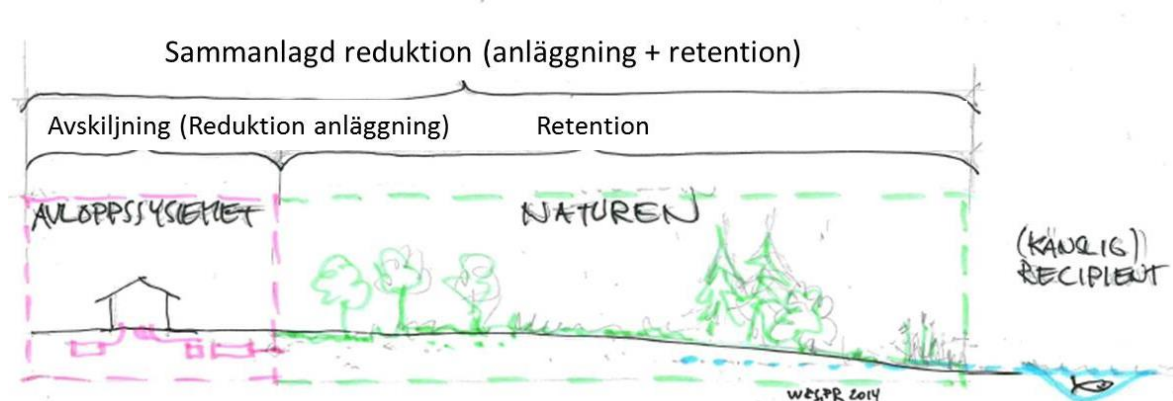
Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Innehållsförteckning.....	9
1 Inledning.....	10
1.1 Syfte.....	11
1.2 Metod och avgränsning.....	12
2 Små avlopp - problembeskrivning.....	13
2.1 Problembilder.....	13
2.2 Befintlig teknik.....	15
2.3 Regelverk – provning och handläggning	17
2.3.1 Vägledningsbehov	20
3 Självrening och retention i mark	21
3.1 Smittämnen.....	21
3.2 Principer för fosforomsättning i mark.....	23
3.2.1 Fosfor i markbaserade reningsanläggningar	25
3.2.2 Självrening genom fastläggning i mättad och omättad zon.....	25
3.2.3 Självrening genom växtupptag och skörd	27
3.2.4 Självrening i diken.....	28
3.3 Utformning av utsläppspunkt för att tillvarata retentionspotentialen.....	30
3.4 Kvantifiering av retentionspotential	32
3.5 Förslag till retentionsklasser och retentionskoefficienter	34
4 Verktyg för att bedöma retentionspotentialer	36
4.1 Bedömning av retentionspotential enligt beräkningsmetoden	36
4.2 Bedömning av retentionspotential enligt förenklingsmetoden.....	39
5 Tillämpning av verktyget - fallstudier.....	44
5.1 Fallstudie 1 – Villafastighet i kustens klipplandskap	44
5.2 Fallstudie 2 – Villa i jordbrukslandskap	48
5.3 Fallstudie 3 – Fritidsby i inlandets skogslandskap.....	49
5.4 Fallstudie 4 – Bedömning av recipientpåverkan från bebyggelseområde	52
6 Slutsatser och diskussion.....	55
6.1 Slutsatser	55
6.2 Diskussion.....	57
6.2.1 Vägar vidare.....	59
7 Ordförklaring	63
8 Referenser	64

1 Inledning

Fosfor är ett grundämne som behövs för allt liv. I naturen är fosfor nästan alltid en bristvara för växternas produktion vilket innebär att tillförsel av fosfor, till exempel via avlopp, ger ökad växtproduktion. I markekosystemet är detta sällan ett problem. I vattenmiljöer däremot kan utsläpp av fosfor bidra till övergödning.

Denna rapport utforskar frågan om kvarhållande eller så kallad retention av fosfor i mark och hur dessa mekanismer kan användas för att skydda ytvatten. I rapporten används uttrycket retention i mark för att beskriva markekosystemets förmåga att fastlägga och omsätta fosfor. I marken sker även processer som reducerar andra typer av föreningar i avloppsvattnet såsom smittämnen och organiska föroreningar.

Vid lokalisering av små avloppsanläggningar ges i regel möjligheten att leda bort avloppsvattnet via mark och på så vis undvika direktutsläpp till ytvatten. Ett grundläggande antagande som undersöks i denna rapport är att retention i mark bör räknas in i den sammanlagda reduktionen av fosfor vid prövningar av små avlopp när den ekologiska statusen hos ett ytvatten styr kravnivån på den enskilda avloppsanläggningen. Om avloppssystemet avgränsas enligt figur 1 och ytterligare fosfor kan reduceras via retention i mark bör detta alltså beaktas när miljömyndigheten bedömer skyddsnivån.



Figur 1. Systemavgränsningar för reduktion av fosfor via avskiljning och retention.

I marken mellan utsläppspunkt från en anläggning till mottagande ytvatten sker reningsprocesser som kan användas för att öka skyddet av ytvatten. Att inkludera retentionen i mark i bedömningen av avloppsanläggningens miljöpåverkan leder till ett ökat fokus på hur utsläppspunkten kan lokaliseras så att potentialen för retention i mark optimeras. Eftersom mängden utsläppt fosfor och föroreningar från en enskild anläggning är liten, är det troligt att även begränsade områden för retention kan ge självrening av stor betydelse för miljöskyddet. Att bättre förstå processerna för markretention i syfte att kunna kvantifiera dem är således en angelägen uppgift för prövning och tillsyn av små avlopp.

De svenska miljöförvaltningarna saknar i dagsläget vägledning och verktyg för att bedöma platsspecifika förutsättningar för retention i mark. I Havs- och vattenmyndighetens (HaV) slutredovisning av regeringsuppdraget om små avlopp uppmärksammas behovet av vägledning för bedömningar när de olika skyddsnivåerna ska gälla (HaV 2013). Avsaknaden av vägledning och bedömningsverktyg leder till variationer i kravställandet vilket i sin tur leder till otydlighet och osäkerhet för de som är inblandade i den kedja av aktörer som måste till för att projektera och anlägga små avloppsanläggningar. Bristande vägledning om retention riskerar att leda till rättsosäkerhet för de fastighetsägare som får myndighetskrav riktade mot sig för om retentionen inte beaktas vid kravställande är risken stor för att onödiga och därmed orimliga krav ställs på fastighetsägaren.

Recipientens känslighet avgör hur viktig reduktion av fosfor är. Vattenmyndighetens klassning av ekologisk status ger viss ledning men bedömningar ska enligt dagens regelverk dock alltid göras i det enskilda fallet. En djup klarvattensjö med litet tillrinningsområde kan till exempel vara mycket känslig (trots god ekologisk status). I andra fall kan tillskott av fosfor vara mindre kritiskt och i vissa fall även positivt (Naturvårdsverket 2014a). Förutom vattendragens egen känslighet bör även dess värde för till exempel naturvård och rekreation beaktas.

Projektet är sprunget ur diskussioner och avstämningar från möten under 2013 i samband med att HaV utredde förslag till föreskrifter för små avlopp. HaV rådfrågade Peter Ridderstolpe (WRS Uppsala) som sakkunnig utifrån de projekt om markbaserad rening han drivit och deltagit i. Peter ingår även i Avloppsguidens expertpanel. Fråga experten vilket ledde till att VA-guiden och WRS diskuterade frågan. Avloppsguiden gav Peter ett mindre uppdrag att vidareutveckla sina resonemang och ordnade ett dialogmöte med Uppsala kommuns miljökontor. Miljökontoret tyckte att resonemangen var intressanta vilket motiverade VA-guiden att prioritera frågan och tillsammans med WRS ansöka om ett projekt för att utreda de antaganden som den konceptuella modellen byggde på och utveckla modellen till ett bedömningsverktyg med tumregler.

Verktyget är inriktat på att bedöma fosforretentionen men även smittskydd beaktas. När det gäller smittskyddet finns det en vägledningstradition från 1986:s års allmänna råd från Naturvårdsverket. Dessa tar fasta på avdödning av mikroorganismer både i den omättade och i den grundvattenmättade zonen i marken. Det finns ett vertikalt skyddsavstånd om 1 meter för att säkerställa en omättad strömning i marken. När det gäller det horisontella skyddsavståndet, avståndet i meter mellan avloppsanläggning och dricksvattentäkt nedströms anläggningen, anges riktvärdet 2-3 månader som den tid vattnet i den grundvattenmättade zonen har på sig från utsläpp till brunnen. Tiden 2-3 månader handlar om den tid det anses ta för virus att inaktiveras så att halterna i en förmodad dricksvattentäkt understiger detektionsgränsen. Den tradition som gäller för hälsoskydd för små avlopp är således att beakta den självrening i form av reduktion av mikroorganismer som sker i markekosystemet.

Utifrån dessa resonemang ville projektet utforska frågeställningar om, och i så fall på vilket sätt, även reduktionen av fosfor i markekosystemet kan beaktas vid provning och tillsyn av små avloppsanläggningar.

1.1 Syfte

Denna rapport är en vidareutveckling av det förslag till modell med tumregler för bedömning av fosforretention som Peter Ridderstolpe utarbetade i samband med mötena som nämns ovan. Projektet ser de olika ansatserna hos de angränsande HaV-finansierade projekten som JTI och WSP bedrivit samt modellbygget inom SMED som värdefulla och att det finns ett behov av en fortsatt dialog om avvägningar och val i modellerna samt att tydliggöra modellernas begränsningar och användningsområden.

Det övergripande motivet till detta arbete är att stötta landets miljöinspektörer i deras uppdrag att pröva små avlopp i enlighet med miljöbalken. Ambitionen är att verktyget ska underlätta sammanvägning av hänsynskraven på smittskydd, recipientskydd och resurshushållning med praktiska och ekonomiska förutsättningar.

Syftet är att utreda och utveckla ett bedömningsverktyg som gör det möjligt att bättre tillvarata det skydd som naturen själv kan skapa för miljön och människors hälsa genom en klok lokalisering och utformning av avloppsanläggningens utloppsdel. Bedömningsverktyget kan således bli till stor nytta för fastighetsägare och projektörer av avloppsanläggningar.

Projektets målsättning är att lägga grunden för ett enkelt och i det enskilda fallet tillämpbart verktyg för att bedöma retention i mark från små avlopp. Verktöget inriktas på att bedöma fosforretention, men även smittskydd beaktas.

Förväntningar på bedömningsverktyget:

- Underlätta miljökontorens prioriteringar av miljötillsynen.
- Förbättra saktligheten i bedömningarna.
- Bädla för kostnadseffektiva och miljöanpassade lösningar.

1.2 Metod och avgränsning

Projektet rörde 2014 års utlysningens målområde 1: Utveckling av praktiska verktyg som underlättar bedömningar vid provning och tillsyn av små avloppsanläggningar inom till exempel områdena smittskydd och retention och arbetet har följt två huvudsakliga linjer:

1. Sammanställning av vetenskapliga rön som bidrar till förståelsen av retention i mark från små avlopp.
2. Tolkning och anpassning av dessa rön till ett relativt enkelt verktyg med tumregler som kan tillämpas i enskilda fall för att bedöma retentionspotentialen av fosfor och rening av smittämnen.

Kraven som ställts upp för verktyget:

- Fungera vid provning av såväl befintliga som nya anläggningar.
- Vara enkelt och användarvänligt.
- Naturvetenskapligt väl underbyggt.
- Förenligt med gällande rätt.

Projektets resultat bygger således på en litteraturstudie samt djupintervjuer med sakkunniga. Modellen för att bedöma markretentionen i ett enskilt fall har applicerats på verkliga typfall och resulterat i beräkningar av bedömd retentionspotential.

Den i första hand vetenskapligt granskade litteraturen har studerats med utgångspunkt från rening av avloppsvatten under naturliga förhållanden. Både biologiska och mark- och vattenkemiska aspekter har beaktats liksom inverkan av UV-strålning och rent fysikaliska parametrar som mekanisk filtrering och även tjäle och frost.

En expertpanel med sakkunniga inom markbaserad rening, geohydrologi, juridik och smittskydd har djupintervjuats, varit bollplank samt granskat delar av rapportens innehåll. Två miljöhandläggare har granskat tillämpbarheten hos förslaget till verktygets. Därutöver har en workshop för avstämning hållits med miljöinspektörer som inte var involverade i projektet i övrigt.

Nedan listas de resurspersoner som projektet intervjuat och stämt av tankegångar med:

Anna Nordström, SVA

Bo Olofsson, KTH

Cecilia Remén, Uppsala kommun

Jonas Christensen, Ekologen Miljöjuridik AB

Göran Risberg, SGU

Lena Maxe, SGU

Peter Nilsson, VA-teknik & Vattenvård

Trond Maehlum, Bioforsk Norge

Torbjörn Mattsson, Norrtälje kommun

Vad gäller typen av avloppsanläggningar rör studien, intervjuer och typfall avloppsanläggningar som traditionellt klassas som små avlopp dimensionerade för 5-200 pe. När det gäller tematisk

avgränsning har litteraturstudien och intervjuer inte uppehållit sig vid frågor som rör prestandan hos olika avloppsanläggningars reningssteg i och med att fokus legat på processerna i markekosystemet efter själva reningssteget.

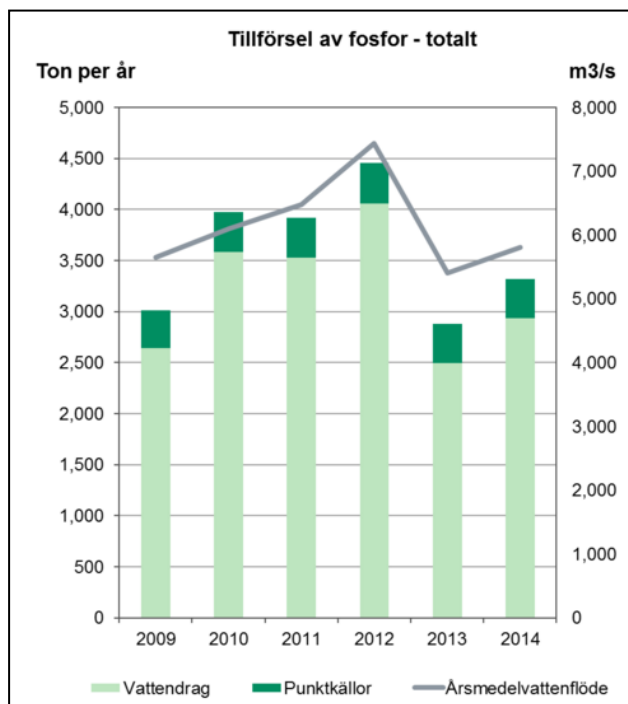
2 Små avlopp - problembeskrivning

Knappt en miljon hushåll leder idag sitt avloppsvatten till enskilda avloppsanläggningar. Cirka 300 000 av dessa anläggningar hanterar enbart BDT-vatten, medan resterande har en vattentoilet ansluten (HaV 2013). Både fritidshus och permanentbostäder har dessa typer av avloppslösningar, med uppskattningen att 30 % av anläggningarna används av fritidsboende (SMED 2011). Anläggningarna ligger som regel utanför de kommunala verksamhetsområdena för vatten och avlopp.

2.1 Problembilder

Bedömningen är att en del av de mindre avloppsanläggningarna, framförallt sådana som är gamla eller bristfälliga, orsakar miljö- och hälsoproblem. Ett omfattande arbete med att inventera och bedöma standarden på befintliga anläggningar pågår i flera kommuner, även om åtgärdstakten generellt sett är låg. (HaV 2013).

Höjda ambitioner för att uppnå miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning* har satt ett ökat fokus på problematiken och behovet av åtgärder. När det gäller egentliga Östersjön visar de återkommande beräkningarna av kväve- och fosforbelastningar på havet för uppföljning av miljö kvalitetsmålet att belastningen fortfarande är hög för både kväve och fosfor (SMED 2014). Behov av att reducera transporten av fosfor till sjöar och hav har därför blivit en drivande miljöskyddsfaktor i utvecklingen av regler och anvisningar för små avloppsanläggningar.



Figur 2. Tillförsel av fosfor till Sveriges kustområden. Transport av fosfor från land till hav är framförallt beroende av flöden och läckage från diffusa källor som jordbruksmark och skogsmark. Punktkällor där enskilda avlopp ingår utgör en liten del. (HaV 2015)

Jordbruket står för den största nettobelastningen när det gäller kväve, följt av utsläppen från kommunala reningsverk. Diffusa källor, utläckage från olika marktyper, står för den absolut största

nettobelastningen av fosfor till havet. Nettobelastningen från punktkällor, däribland små avlopp, svarar för ungefär 10 % av den totala mängden fosfor som kommer till havet (HaV 2015).

Det uppskattas att ungefär en fjärdedel av nettobelastningen från punktkällorna kommer från små avlopp. Dessa skattningar är baserade på statistiska beräkningsmodeller (SMED 2014). I rapporten från 2015 framhålls att markretention inte beaktats i belastningsmodellerna varför dessa riskerar att ge en överskattning av de små avloppens bidrag (SMED 2015). Mycket talar för att de enskilda avloppen bidrag med fosfor till våra ytvatten kan vara betydligt lägre än vad vattenmyndigheterna idag kommunicerar.

För att kunna bedöma hur ett avlopp påverkar en recipient så måste man veta dels hur mycket fosfor som släpps ut från ett genomsnittligt hushåll och dels hur mycket som avskiljs i reningsanläggningen. Därutöver behöver man dessutom uppskatta hur mycket som kvarhålls i markekosystemet mellan utsläppspunkt och den mottagande ytvattenrecipienten. För bedömning av hur mycket som släpps ut före rening från ett genomsnittligt hushåll får man göra ett antagande om hur mycket fosfor det genererar per år. Beräkningen i figur 3 av fosforbelastningen från ett hushåll bygger på ett antagande om 2,4 personer per hushåll och en närvarograd i hemmet på 65 %. För fritidshus har ett antagande gjorts om antal personer och antal dagar de använder fritidshuset. Detta beräknings sätt används för beräkning av enskilda avlopps miljöpåverkan på regional och nationell nivå (SMED 2009, SMED 2015).

I det enskilda fallet varierar naturligtvis belastningen men, men i genomsnitt och över tid så ger en schablonisering enligt ovan en god uppskattning av de verkliga utsläppsmängderna. Det är i sammanhanget viktigt att påpeka att de dimensioneringsgrunderna om 5 pe som anges i de allmänna råden NFS 2006:7 vägleder dimensionering av de tekniska komponenterna i avloppssystemet inte beräkning av miljöbelastning.



Ett normalhushåll (tot-P/år)

Blandat avlopp (WC+ BDT) => 1 kg
Endast BDT avlopp => 0,1 kg

Räknat på:

Specifik fosforbelastning ; WC+BDT =1,7 g/P och dag, BDT 0,185 g/P o dag (Ek m.fl., 2011). Antal personer per hushåll: 2,4 st (SCB)
Hemvaro : 65 %



Fritidshuset (tot -P/år)

Endast BDT avlopp => 17-33 gram

Räknat på:

Specifik fosforbelastning ; BDT 0,185 g/P och dag (Ek m.fl. 2011). 90 -180 persondagar/år, 100% hemvaro.

Figur 3. Mängder fosfor per år som ett normalt hushåll respektive fritidshus förväntas generera till avloppsanläggningen (Kunskapscentrum Små Avlopp 2013).

Att dricksvattenkvaliteten är låg i många enskilda vattentäkter påkallar också åtgärder (Socialstyrelsen 2008, Ottoson 2013). Mikrobiologiska föroreningar är den vanligaste orsaken. Skälet kan vara att dricksvattenbrunnen är dåligt utformad, så att ytvatten eller ytvattenpåverkat grundvatten kan ta sig in i brunnen. Men det hålls för troligt att bristfälliga avloppslösningar står för en del av problematiken (Ottoson 2013). En viktig smittskyddsaspekt är att upprätthålla tillräckliga barriärer från avloppsanläggning mot omgivningen eftersom smittämnen immobiliseras i marken

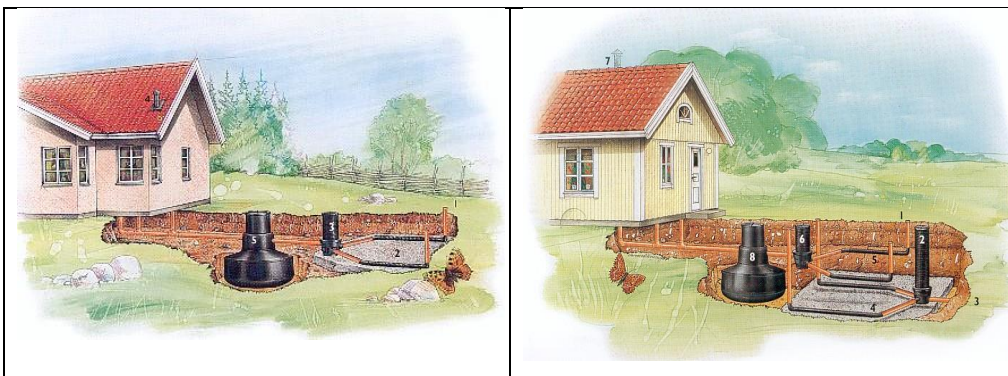
genom naturliga processer. Naturvårdsverkets vägledning om små avloppsanläggningar innehåller lokaliseringsriktlinjer som måttsetter viktiga säkerhetsavstånd, vilket indirekt sätter mått på hur stora barriärerna bör vara.

Några exempel:

- Skyddsavstånd på minst 10 och helst 30 meter från avloppsanläggning till ytvatten eller dike
- Avstånd mellan infiltrationsnivå och högsta grundvattennivå eller berg bör vara minst 1 meter.

2.2 Befintlig teknik

Den svenska praxisen när det gäller små avlopp har resulterat i att huvuddelen av anläggningarna använder markbaserade tekniker. En typisk svensk markbaserad anläggning är uppbyggd med självfall, trekammerbrunn för slamavskiljning och spridning av vatten via en fördelningsbrunn och fördelningsledningar i en gemensam infiltrationsbädd, figur 4 (Ridderstolpe 2009).



Figur 4. Exempel på svensk praxis för markbaserad rening. Den svenska modellen för infiltration och markbädd bygger på självfall samt behandling av vatten i en sammanhängande bädd. Markbädd (till höger) byggs i regel med öppen botten utan tätskikt under uppsamlingslagret. Per definition bör de således betraktas som förstärkta infiltrationer med bräddavlopp. Bilder från IFÖ Ecotrap (ur Ridderstolpe 2009).

I de fall markbäddar används har de som regel en otät botten så att det behandlade vattnet ska kunna infiltrera till grundvattnet. Drygt 400 000 enskilda avlopp är byggda med infiltration eller markbädd (SMED 2011). Under senare år har olika typer av konstgjorda filtermaterial, så kallade kompaktfiler, blivit populära. Tanken med dessa filter är att skapa större filteryta och ge bättre syreförsörjning och en mer aktiv yta för den biologiska nedbrytningsprocessen (Ridderstolpe, 2009).

Tabell 1. Fördelning av reningsteknik bland de enskilda avloppen (<200 pe) med WC i Sverige

Reningsanläggning	Antal
Infiltrationsbädd	278 802
Sluten tank eller urinseparering*	143 809
Enbart slamavskiljare	133 051
Markbädd	114 444
Minireningsverk	13 660
Gemensamhetsanläggning med kem + biosteg	6 571
Gemensamhetsanläggning med biosteg	1 076
Markbädd med fosforfilter	765
Gemensamhetsanläggning med kemsteg	128
Totalt antal fastigheter med enskilt avlopp	692 306

* Övervägande del (ca 85 %) har sluten tank.

En kunskapssammanställning över läget inom markbaserad avloppsvattenrening som publicerades 2012 konstaterar att markbaserade avloppsanläggningar generellt sett är mycket robusta och tåliga (Naturvårdsverket 2012a). Bedömningen är att korrekt utformade anläggningar fungerar väl för att avskilja syreförbrukande ämnen, kväve och smittämnen så länge den hydrauliska kapaciteten upprätthålls. Anläggningarnas hydrauliska livslängd uppskattas till 30-40 år.

När anläggningarna ger upphov till bakteriell påverkan på grund- eller ytvatten hänger det som regel samman med att de utformats felaktigt eller placerats felaktigt, alltför nära grundvatten. Sveriges hydrogeologi är allmänt sådan att det kan vara svårt att uppnå ett tillräckligt vertikalt skyddsavstånd till grundvattnet. Grundvattenytans läge kan variera mycket under året och i morän är det vanligt med grundvattennivåer som höst och vår ligger mindre än en meter från markytan (Ridderstolpe 2009).

Markbäddars och infiltrationers kapacitet att reducera fosfor har diskuterats mycket. Olika studier har gett vitt skilda resultat med redovisade reduktionsnivåer på mellan 0 till 100 %. Detta kan sannolikt förklaras av en stor variation i belastning, markmaterialets egenskaper och tjocklek mellan de bäddar som studerats samt att reduktionen av fosfor beräknats med olika metoder. En fråga som kräver ytterligare forskning är också den som gäller de markbaserade reningssystemens livslängd för fosforbindning. Experterna är eniga om att det finns en gräns för hur mycket fosfor som kan bindas in i mark, men ytterligare forskning behövs som stöd för bedömningar av olika anläggningars livslängd och fosfors omvandling (Naturvårdsverket 2012a).

Eveborn har genomfört flera studier i syfte att kvantifiera och kartlägga processer bakom fastläggning av fosfor i markbaserade reningssystem. 2012 genomfördes en undersökning av sex bäddar, geografiskt spridda över Sverige och med en brukstid på mellan 10-28 år. Bäddarna undersöktes med provtagning på både belastat och obelastat bäddmaterial. Denna studie visade, liksom tidigare studier, att den maximala kapaciteten för fosforfastläggning varierade mycket mellan bäddarna. Reningsresultaten låg mellan 74-97 %. Ett massbalansperspektiv visar att livslängden är starkt kopplad till hur hårt bädden belastas men även till materialets egenskaper. Räkneexempel angav en livslängd mellan 2-27 år och modelleringsresultat indikerade 5-7 år och visar potential att läcka fosfor. Tillgång på löst aluminium med aluminiumhydroxydytor och pH är de parametrar som främst styr fastläggning i studerade bäddar. Fosfatlösligheten anses låg vid jord-pH 4-5, vilket är lägre än i avloppsvatten. Inga tydliga samband kunde påvisas i studien mellan fosforavskiljningsförmåga och kornstorleksfördelning. Det är svårt att avgöra vilka förutsättningar en slumpmässigt utvald anläggning har för fosforretention.

I rapporten *Markbaserad rening - en förstudie*, presenteras ett räkneexempel där syftet är att belysa förväntad fosforavskiljningskapacitet i fyra olika markbaserade anläggningar: förstärkt markbädd, traditionell markbädd enligt svensk praxis, infiltration enligt svensk praxis och infiltration enligt norsk praxis, upphöjd och lågbelastad. Lägst avskiljningsförmåga redovisas för förstärkt markbädd (10 %) och högst för infiltration i lågbelastad och upphöjd infiltrationsbädd (100 %). Slutsatser som dras är att en långsiktig och hög grad av fosforinbindning knappast kan förväntas i markbäddar och infiltrationer byggda enligt svensk praxis (Ridderstolpe 2009).

I förstudien om markbaserad rening av avlopp konkluderas att en reduktion på 50 % är ett rimligt medelvärde att sätta för fosforreduktionen i befintliga infiltrationer och markbäddar byggda enligt svensk praxis. Detta är ett antagande som också görs av Olshammar med flera (SMED 2015). I bäddar som nyanläggs kan fosforreduktion och smittskydd förbättras genom att bygga dem lågbelastade och upphöjda.

2.3 Regelverk – prövning och handläggning

Arbetet med att reglera hanteringen av avloppsvatten startade tidigt i Sverige. På 1950-talet kom lagkrav som innebar att kommunerna skulle ta hand om avloppsvatten från tätbebyggda områden. Riktlinjer och system för hantering av avloppsvatten från enskilda fastigheter introducerades under 1970- och 1980-talen och har ibland gjort skillnad på kraven för sommarstugor och permanenta hushåll.

Uppgiften för avloppssystemet är att tillgodose användarens behov av sanitet och kvittblivning av förorenat vatten, men också att skydda omgivningen från lukt, smittspridning och utsläpp av skadliga föreningar samt hushålla med naturresurser. Både vid nyprövning och vid omprövning av enskilda avloppsanläggningar ska bedömningen av åtgärdsbehov göras med utgångspunkt från den aktuella situationen. Anläggningen får inte medföra olägenheter i omgivningen. Utmaningen är att göra en samlad helhetsbedömning i det enskilda fallet. Det i sin tur förutsätter att behovet av reningsteknik viktas mot omvärldsförhållanden. Är platsen känslig eller finns det faktorer som kan reducera risker för negativ påverkan?

Hanteringen av avloppsvatten från små avloppsanordningar regleras idag via miljöbalken i kombination med förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Miljöbalken (MB) är teknikneutral och för privatpersoner finns inget krav på bästa tillgängliga teknik (BAT) så som det finns för yrkesmässig verksamhet. Skälighetsprincipen i MB kap 2 § 7 är tänkt att balansera de övriga hänsynsreglerna i MB:s andra kapitel. Nyttan sett mot kostnaden samt åtgärdens skälighet sett till miljömålen och miljö kvalitetsnormerna. Regelverket förtydligades av Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanläggningar, NFS 2006:7.

Här följer utdrag ur miljöbalken och kommentarer från de allmänna råden NFS 2006:7 som speglar möjliga situationer för retention i mark.

Till 2 kap. 3 § MB

Utgångspunkt för bedömning av avloppsanordning vid tillsyn och tillståndsprövning

”Den kommunala nämnden bör i varje enskilt fall relatera skyddsåtgärder beträffande hälso- och miljöskydd för den enskilda anordningen till en normal eller hög skyddsnivå. Bedömningen av vilken skyddsnivå som behövs bör göras utifrån naturgivna och andra förutsättningar för området ifråga. Därutöver bör förhållandena på fastigheten beaktas. Skyddsnivån för hälsoskydd behöver inte vara den samma som för miljöskydd.”

Till 2 kap. 4 § MB

Lokalisering

”Utsläpp av avloppsvatten bör lokaliseras så att påverkan på recipienten blir minsta möjliga. Sådan lokalisering som medför direktutsläpp till större vattenområden och som kan undvikas genom till exempel efterpolering bör inte tillåtas.”

Till 2 kap. 7 § MB

Avvägningar i det enskilda fallet

”Vid bedömningen av om det är orimligt att vidta försiktighetsmått enligt 2 kap. 3 § MB för en anordning bör bl.a. följande beaktas:

1. om avloppsanordningen redan är inrättad i enlighet med tillståndet och om den fungerar som det ursprungligen var avsett; exempelvis kan krav på långtgående fosforreduktion bli orimligt kostnadskrävande i förhållande till den miljönytta som en uppgradering av en i övrigt väl fungerande anordning skulle medföra;
2. utsläppets mängd och sammansättning i förhållande till omgivningens känslighet;
3. om det är fråga om lokalisering i ett mycket glest bebyggt område till exempel norra Norrlands inland eller annan del av landet med liknande förhållanden”

Med Norrlands inland menas glesbyggdhet som kopplar till kravet om smittskydd. I ett svar inlägg i Kunskapsbanken på Avloppsguidens medlemssidor tolkas begreppet "norra Norrlands inland" som ett sätt att definiera ett område med gles bebyggelse och låg näringsbelastning på sjöar och vattendrag.

Det är dock viktigt att komma ihåg att i det fall placeringen medger lägre reduktion av näringsämnen och organiskt material än vad som anges för normal nivå så behöver avloppsvattnet fortfarande behandlas med avseende på hälsoskydd. Det gör att ett direktutsläpp efter slamavskiljning inte kan anses uppfylla grundläggande skyddskrav när det gäller blandat avloppsvatten.

Avdödningen av bakterier och virus är något som sker utanför den tillståndsgivna anläggningen men är en del av lokaliseringsbedömningen med avstånd till dricksvattenbrunnar och badplatser. På motsvarande sätt kan retention av fosfor i mark vara en del av avvägningen enligt MB 2 kap 7 §. Lagstiftningen hindrar inte självrening i marken i den juridiska meningen vid prövning av tillstånd eller vid tillsyn. Lokaliseringen är viktig att tänka på när det gäller rening av både bakterier och virus samt fosfor, så att marken kan användas på lämpligt sätt. Fastighetsägare nedströms avlopp bedöms ofta som sakägare oavsett om marken där används till boende eller inte. Användning av mark får inte försvåra för andra fastigheter att kunna ordna vattenförsörjning på sin mark.

Det allmänna rådet 2006:7 innehåller som sagt två nivåer för hälsoskydd och för miljöskydd, med en uppsättning grundkrav för normal nivå och högre ställda krav om det finns omständigheter som skapar behov av en högre skyddsnivå. Skyddsbehovet i det enskilda fallet ska avgöra skyddsnivån. Grundläggande krav på smittskydd, recipientskydd och kretslopp samt möjligheter till kontroll ska alltid tillgodoses. Det finns vägledande reduktionskrav för syreförbrukande ämnen, fosfor och kväve. Uttryckta önskemål är att avloppsanläggningarna ska reducera 90 % av organiska ämnen (BOD₇) och 70 % av fosforinnehållet (totalfosfor) vid normal skyddsnivå. Vid hög skyddsnivå specificeras kraven på kvävereduktion till 50 % och kraven på fosforreduktion höjs till 90 %, se tabell 2.

Smittskyddskraven är mer generella och innehåller inga mätbara värden för uppföljning (NFS 2006). Råden preciserar inte heller på ett tydligt sätt när en högre kravnivå ska tillämpas, vare sig för hälsoskydd eller miljöskydd.

Verksamhetsutövaren är den som enligt den omvända bevisbördan i MB kan visa på att retentionen efter anläggningen innebär att vald avloppslösning klarar aktuell skyddsnivå. Bedömningen om självrening är möjligt på aktuell plats måste göras i varje enskilt fall. Potentialen för retention i mark påverkar bedömningen av platsens känslighet och därmed skyddsnivån och vilka krav som är rimliga att ställa på avloppsanläggningens reningsförmåga. Krav på hög fosforrening är inte motiverade om marken mellan utsläppspunkt och den recipient man vill skydda tar upp och nyttiggör fosfor. Reningskrav får dessutom inte vara orimligt dyra i förhållande till miljönyttan. Detta gör det angeläget att titta närmare på förmågan till rening kopplad till retention och skapa verktyg för en systematisk bedömning som kan tillämpas över hela landet på ett konsekvent sätt.

Tabell 2. Förväntad reduktion av föroreningar, redovisad i NFS 2006:7

Ämne	Reduktion % normal nivå	Reduktion % hög skydds nivå
BOD ₇	90	90
Fosfor (Tot-P)	70	90
Kväve (Tot-N)	-	50
Smittämnen	Bidrar ej till "väsentligt ökad risk för smitta eller annan olägenhet" – till exempel lukt eller risk för förorening av dricksvatten, grundvatten, badvatten.	Identifierat behov av "ytterligare skyddsåtgärder utöver den huvudsakliga reningen".

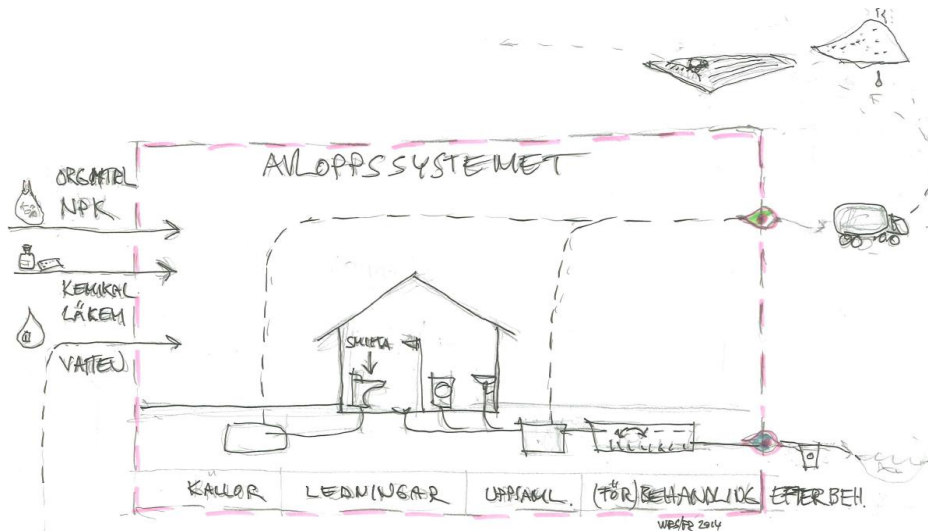
Karaktäristiskt för små avlopp är att utsläppen är små och utspridda i landskapet och att utsläpp passerar mark innan det når ytvatten. Det finns nästan alltid möjlighet att skapa extra skydd för små avlopp genom är att se till att det vatten som lämnar systemet leds bort via mark. Detta kan göras på olika sätt beroende på platsens förutsättningar.

HaV föreslog i redovisningen av regeringsuppdragen 2013 tre skyddsnivåer (HaV 2013). Grundläggande, förhöjd och extra hög. Dessa förslag ska inte tolkas som HaV:s vägledning till kommunerna utan som förslag på möjlig reglering. Den grundläggande nivån för miljöskydd anger 50 % reduktion av totalfosfor, förhöjd nivå för miljöskydd anger minst 85 % reduktion av totalfosfor och för extra hög skyddsnivå ska källsorterande system väljas för att även möjliggöra återvinning av näringsämnen. HaV förtydligade i sin redovisning att bedömningen av vilken skyddsnivå som ska gälla ska avgöras i det enskilda fallet och att så även är avsikten hos de nuvarande allmänna råden. I förslaget till föreskrifter framgår det i § 8 om kriterier för förhöjd nivå miljöskydd att skyddsnivån inte enbart ska bedömas utifrån en vattenförekomst ekologiska status utan bedömningen ska även beakta risken för att belastningen från avloppsutsläppen i området riskerar att påverka vattenförekomstens status. För att kunna använda kriterierna i 8 § behövs en bedömning av förutsättningarna för retention av fosfor i området.

Det finns en parallell till resonemangen om retention av fosfor i naturmiljön efter själva reningssteget som förs i denna rapport och de större kommunala avloppsreningsverken och bedömningen av reduktionen av kväve enligt avloppsdirektivet. År 2007 stämde EU-kommissionen Sverige då de ansåg att ett större antal svenska reningsverk inte uppfyllde avloppsdirektivets krav på kväverening. En dom från EU-domstolen år 2009 visar hur kvävekraven ska tolkas. I domen förtydligades att reningsverken i inlandet i södra Sverige får tillgodoräkna sig den naturliga retentionen av kvävet på dess väg ut till havet på så sätt att direktivets krav på procentuell reduktion kan uppnås genom att effekterna av kvävereduktionen vid reningsverket och av den naturliga retentionen i recipienten läggs samman (Naturvårdsverket 2014).

Där kväveretention bedöms förekomma kan verksamhetsutövaren alltså tillgodoräkna sig avskiljningen i avloppsreningsverket och retentionen i vattenmiljön för att visa att avloppsdirektivets krav på procentuell reduktion uppnås (Naturvårdsverket 2015).

I avloppssystemet ingår alla delar i hushållet som producerar avloppsvatten och som leder fram, renar och släpper ut det till naturen. Ut ur systemet går renat vatten och en eller flera avloppsfraktioner till exempel slam eller separerat klosettwater. Det är viktigt att restprodukten omhändertas av kommunen eller på egen fastighet så att smittskydd och kretslopp uppnås.



Figur 5. Bilden visar systemgränser och komponenter i systemet. Avloppssystemet är till för att tillgodose verksamhetsutövarens behov av sanitet och kvittblivning samt samhällets krav på att skydda miljön, människors hälsa och hushållning med naturresurser.

2.3.1 Vägledningsbehov

De svenska miljöförvaltningarna saknar i dagsläget vägledning och verktyg för att bedöma platsspecifika förutsättningar för självrening. I slutredovisning av HaV:s regeringsuppdrag om små avlopp uppmärksammas behovet av vägledning för bedömningar när de olika skyddsnivåerna ska gälla. Avsaknaden av vägledning och bedömningsverktyg leder till variationer i kravställandet vilket i sin tur leder till otydlighet och osäkerhet för de aktörer som är inblandade i den kedja av aktörer som måste till för att projektera och anlägga små avloppsanläggningar. Bristande vägledning om retention riskerar att leda till rättsosäkerhet för de fastighetsägare som får myndighetskrav riktade mot sig för om retentionen inte beaktas vid kravställande är risken stor för att onödiga och därmed orimliga krav ställs på fastighetsägaren.

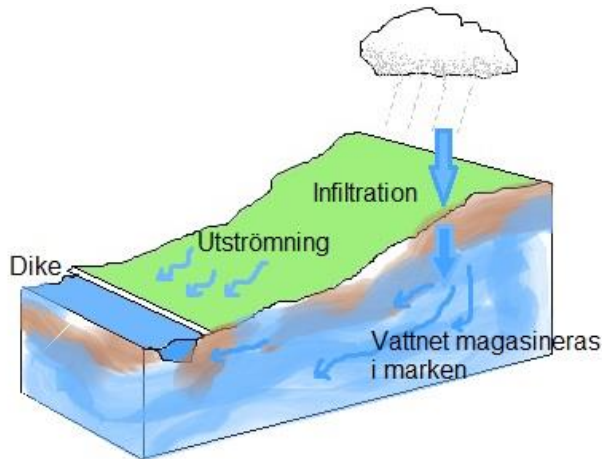
När recipientens känslighet avgör hur viktig reduktionen av fosfor är måste den som bedömer lämpligheten av en föreslagen avloppsanläggning utifrån miljöskyddet dels identifiera det ytvatten som mottar utgående vatten från anläggningen och dels värdera ytvattnets känslighet. Vattenmyndighetens klassning av ekologisk status ger viss ledning men bedömningar måste dock alltid göras i det enskilda fallet. Förutom recipientens egen känslighet behöver naturligtvis dess värde för till exempel naturvård och rekreation också beaktas.

Förutsättningarna för självrening och retention i mark varierar från plats till plats och bedömningen av förmågan kan vara mycket komplicerad att göra. Inte desto mindre finns möjlighet att generalisera och grovt ange hur självreningsförmåga i naturen kan bedömas.

Även om vägledningen i det allmänna rådet till 2 kap. 4 § tar fasta på att "utsläpp av avloppsvatten bör lokaliseras så att påverkan på recipienten blir minsta möjliga" berörs inte möjligheten att beakta retention efter avloppsanläggningen vid kravställandet. Att detta inte är uttryckt i vägledningen gör den otydlig och försvårar i praktiken möjligheten att tillvarata retentionen för att begränsa påverkan på ytvatten. De förhållandevis höga reduktionstalen för fosforavskiljning som anges för normal respektive hög skyddsnivå i anläggningarna indikerar att det allmänna rådet inte fäster någon vikt vid möjligheten till retention i mark.

3 Självrening och retention i mark

Markekosystemet har en förmåga att fastlägga och omsätta olika typer av föroreningar. Den självrenande förmågan påverkas av jordart, jorddjup och temperatur. Vid avloppsutsläpp till mark sker den huvudsakliga självreningen under transporten från utsläppspunkten och fram till ett ytvatten inom ett så kallat utströmningsområde, se figur 6.



Figur 6. Principskisser över vattenrörelser i mark.

Avloppsvatten som släpps ut till mark infiltrerar först genom markens omättade zon (brun på figuren) för att sedan nå den vattenmättade zonen (blåskiftande på figuren). Självreningen är effektiv i den övre omättade zonen där filtereffekt, syretillförsel och markkemi är fördelaktig för rening. Vattnet filtreras ganska snabbt genom marken. Här sker många aktiva omvandlingsprocesser, både kemiska och mikrobiologiska, som har betydelse för den självrenande processen.

I den mättade, syrefattiga zonen fungerar reningsprocesserna sämre, oavsett om det gäller smittskydd eller fosfor. I gengäld rör sig vattnet mycket långsamt, ofta bara några centimeter per dygn, varför uppehållstiden kan bli lång. I den mättade zonen blandar sig avloppsvattnet med annat grundvatten som långsamt strömmar vidare, både nedåt och utåt i en vattenström som i delar kan nå ett ytvatten. De föroreningar som finns kvar när grundvattenströmmen når ett rinnande ytvatten transporteras snabbt vidare. Utgångspunkten för kommande resonemang om retention är därför att självrening upphör i punkten för utströmning till ett ytvatten.

I Sverige fluktuerar den mättade zonen läge både uppåt och nedåt, beroende på tillförsel av nederbörd, smältvatten och avdunstning, transpiration. Är jordtäcknet mäktigt kan stora volymer jord under långa perioder delta i den mer aktiva självreningsprocess som sker i den omättade zonen. Även om självrenande processer går långsammare i den mättade zonen kan det som händer här också vara betydelsefullt eftersom uppehållstiden kan bli lång.

3.1 Smittämnen

Mark har generellt sett en hög självrenande förmåga för smittämnen. Högst är förmågan i markens omättade zon, alltså den del av marken som inte är vattenmättad. Reningen uppstår genom att smittämnen fastnar i de luftfyllda porerna där de antingen äts upp av markorganismer eller självdör. Det är dessa mekanismer som utnyttjas för smittämnesreduktion i infiltrationsanläggningar och markbäddar. Här förstärks kapaciteten genom valet av infiltrationsmaterial och genom uppkomsten av ett ytskikt med hög bioaktivitet.

Det finns omfattande dokumentation som visar att rätt anlagda, rätt belastade och rätt placerade markanläggningar har en tillfredsställande förmåga att reducera innehållet av smittämnen (Naturvårdsverket 2012a). Detta gäller framförallt bakterier och parasiter, vilka filtreras bort i

marken och reningen blir i normalfallet betydligt bättre än vid rening i kommunala avloppsreningsverk (Naturvårdsverket 2012a).

Vid filtrering av avloppsvatten i omättad strömning sker en mycket effektiv avskiljning av smittämnen genom fysikalisk och kemisk och även biologisk filtrering (Ridderstolpe 2009). Även i den mättade zonen dör smittämnen av efter hand, men processen är långsammare än i den omättade zonen. Det är därför mycket viktigt att det finns väl tilltagna skyddszoner mellan en avloppsanläggning och vattentäkt eller badplats.

Vid placering av utlopp från avloppsanläggningar behövs både vertikala och horisontella skyddsavstånd. Under 1980-talet tog Naturvårdsverket fram råd som specificerar rimliga skyddsavstånd till dricksvattenbrunnar i olika jordar, se tabell 3 (Naturvårdsverket 1987). Vad gäller det vertikala skyddsavståndet rekommenderas 1 meter mellan infiltrationsytan och grundvattenyta. Det horisontella skyddsavståndet ska säkerställa en uppehållstid i grundvattnet på minst två månader och gäller för svagt till måttligt lutande områden. Rimligt är att dessa skyddsavstånd får utgöra en grundnivå vid bedömning av markens självrenande förmåga även för andra föroreningar.

Tabell 3. Rekommenderade skyddsavstånd mellan avloppsutsläpp och dricksvattenbrunnar

Sand och grus	>90 m
Finsand	25-90 m
Sandig-moig morän	5-25 m
Lerig morän	>5m

Markens förmåga att reducera virus är mindre väl undersökt och det har visat sig att de indikatorbakterier som används för att bedöma vattenkvalitet, framförallt koliforma bakterier och *E.coli* är känsligare i miljön och för vissa behandlingsprocesser än framför allt tarmvirus och parasitära protozoer som *Giardia intestinalis* och *Cryptosporidium spp* (Ottoson 2013). *Giardia* och *Cryptosporidium* kan spridas via avloppsvatten som cystor (*Giardia*) eller oocystor (*Cryptosporidium*). Cystorna/oocystorna kan överleva länge i vatten, särskilt i kallt vatten och betydligt längre än de indikatororganismer som normalt används för att kontrollera vattenkvalitet. Infektionsdosen är dessutom låg, endast ett fåtal oocystor/cystor kan orsaka sjukdom (Smittskyddsinstitutet 2011).

I en studie genomförd av Engblom och Lundh (2006) sammanställdes resultat från undersökningar som gjorts i fullskaliga anläggningar och försöksområden i olika länder för att kvantifiera den mikrobiologiska barriärverkan för reduktion av virus vid olika uppehållstider och avstånd från infiltrationspunkten.

Tabell 4 visar reduktion av virus i långsam respektive snabb akvifär med avseende på uppehållstid och avstånd (Engblom och Lundh 2006). Med akvifär menas en geologisk bildning som lagrar grundvatten.

Tabell 4. Log-reduktion av virus

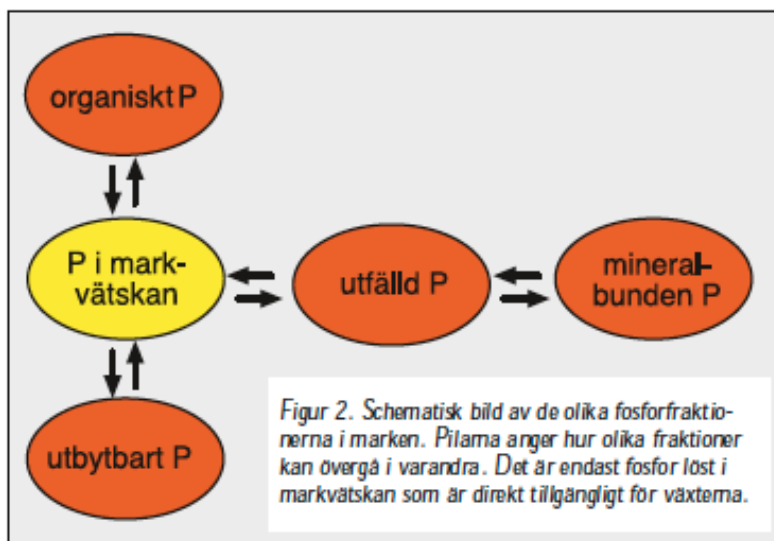
Långsam akvifär (1–3 m/dag)		Snabb akvifär (>25 m/dag)		Reduktion (log ₁₀)
Uppehållstid (dygn)	Avstånd utsläpp-täkt (meter)	Uppehållstid (dygn)	Avstånd utsläpp-täkt (meter)	
>5	10	ca 1	25	3
>14	15	ca 1,5	40	4
>25	20	ca 2	80	5
>35	30	ca 3	>80	6

Engblom och Lund förespråkar en kombination av uppehållstid (14 dygn) och avstånd (>40 m) för att uppnå 4-8 tiopotenser reduktion av virus i mark.

3.2 Principer för fosforomsättning i mark

Fosforns kinetik vid utsläpp av avloppsvatten i mark är komplicerad och kunskapen om hur mycket av utsläppta fosformängd som långsiktigt hålls kvar i marken är begränsad. Mycket få studier är genomförda som riktiga fältförsök. De flesta uppgifter som finns om olika jordars fosforinbindande förmåga är baserade på laboratorieförsök där jordprover skakas i en fosfatlösning eller beskickas i kolonner.

Fosfor har låg löslighet. Den största mängden markfosfor är kemiskt hårt bunden eller bunden i organisk form i marken. En mindre andel är adsorberad på markpartiklar (utbytbart fosfor) och en ännu mindre andel är löst i markvätskan. Det är denna andel som är direkt växttillgänglig. Av den totala mängden fosfor i mark är endast 0,01–0,1 % löst i markvätskan (Johnson 1997).



Figur 7. Schematisk bild över de olika fosforfraktionerna i marken. Pilarna anger hur de olika fraktionerna övergår i varandra (Johnson 1997).

Som det framgår av figur 7 rör sig fosfor i "loopar" som både innefattar frisättning och upptag, det vill säga i processer som sker i flera steg. Hur det sker påverkas av markens och markvattnets fysikaliska och kemiska egenskaper och i samspel med levande organismer. Många delprocesser är otillräckligt kända, detta gäller särskilt den organiska fosforns förekomst och omsättning. Både snabba och mycket långsamma processer styr fosforomsättningen i mark. (Naturvårdsverket 2005). Vid tillförsel av löst fosfor kommer en del av fosfatjonerna, som vanligen är negativt laddade, att snabbt fästa vid positivt laddade markpartiklar genom jonbyte. Det är vanligt att fosfor binds vid ytan av lerpartiklar. Snabb adsorption av fosfor sker till olika hydroxider eller oxider av i första hand

järn och aluminium, men även kalcium och mangan på vissa jordar. Sådana oxider och hydroxider är vanliga i mark och nybildas ständigt men långsamt genom vittring. Ju mer aluminium, järn eller lera en jord innehåller, desto mer fosfor kan den adsorbera. I svenska jordar beskrivs ofta aluminium som den parameter som har det största inflytandet på adsorptionen (Naturvårdsverket 2005).

Som regel uppstår ett jämviktstillstånd mellan fosfor i markvätskan och fosfor som är adsorberad till järn- och aluminiumoxider. Minskar halterna av fosfatjoner i markvätskan kan det leda till frisättning av adsorberade joner. Omvänt kan ökade halter av fosfatjoner i markvätskan leda till att adsorptionen ökar, det vill säga att fler fosfatjoner fäster vid markpartiklarna (Blombäck och Lindsjö 2011).

Oxider och hydroxider med fosfat kan i ett nästa steg fällas ut och omvandlas till mer stabila fosfatföreningar i marken. Vid låga pH-värden fälls fosfaten ut som järn- eller aluminiumfosfater och vid höga pH-värden som kalciumfosfater. Även denna process kan gå i omvänd riktning och fixeringen minskar vid närvaro av organiska ämnen. Fosfor kan också inkapslas genom att den blir innesluten i amorfa strukturer, exempelvis i kombination med aluminium, syre och hydroxidjoner. Vittring frisätter den mineralbundna fosfor i marken (oftast från apatiter och kalciumfosfater). Fosfor frigörs också när organiska substanser mineraliseras. En del av den organiskt bundna fosfor kan vara lätt omsättningsbar, medan andra fraktioner kan vara stabila. Mindre än hälften av de organiska fosforföreningarna i jorden är identifierade. Det är troligt att rötter och mikroorganismer kan ha stor påverkan på omsättningen av organiskt bunden fosfor i marken. Ett fosfatasenzym som härstammar från växter och mikroorganismer kan katalysera frisättning av oorganisk fosfor från den organiska fosfor. Förståelsen för dessa mekanismer är dock ofullständig (Naturvårdsverket 2005).

Fosfor är nästan alltid ett bristämne för marklevande organismer. Det innebär att svampar, bakterier och växter har mekanismer som snabbt tar upp löst fosfor ur markvätskan. De allra flesta växter löser fosforbristen genom symbios med svampar, så kallad mykorrhiza. Mykorrhizasvamparna bildar nätverk av tunna trådar, mycel, i marken. Mycelet genomväver i stort sett hela marken både i skog och på öppna gräsbevuxna marker. Mycelet söker sig till platser där det finns vatten, luft och näring och tillgängliggör effektivt fosfor för växterna. I utbyte får svampen kolhydrater från växterna (Kling 1998). Vintertid avstannar växternas tillväxt men många biologiska processer i marken fortgår ner emot fryspunkten varvid kolhydrater tas från markens organiska material. Under fryspunkten "konserveras marken" och markvätskan fryser och kan varken tillföra eller bortföra fosfor. Markens biota har alltså betydelse för fosforinbindande processer genom sin jordmånsbildande inverkan (vittring) men också genom sitt upptag av fosfor ur markvätskan. Genom mykorrhiza kan fosfor tas upp även från tillfälliga källor eller från de porer i marken som är vatten- och fosforförande. Den fosfor som inkorporeras i växtbiomassa kan spridas vidare i ekosystemet via betande djur och deposition av förna. Fosfor kan också långsiktigt föras bort från platsen genom avverkning av skog, se avsnitt 3.2.3

Det finns ingen full förståelse för hur fosfor omsätts i mark på lång sikt, däremot olika teorier. En skola är av uppfattningen att den fosforinbindning som momentant kan uppmätas och beräknas vid traditionella skakförsök underskattar markens verkliga inbindningskapacitet. Tolkningen är att detta är en följd av en tidsberoende inbindning av fosfor i allt mer svårvittrade mineraler (Brady och Weil 2008). Enligt von Brömssen et al. (1985) och amerikanska Guide-Lines för infiltrationsanläggningar (US EPA 2003) är den verkliga inbindningskapaciteten två till fem gånger högre än vad som kan uppmätas i skakförsök.

Oavsett om teorin om en långsam och irreversibel fosforinbindning är sann eller inte, är forskningen överens om att markens kapacitet för att binda fosfor är ändlig och varierar. Huvuddelen av de svenska jordarna är i ursprungligt tillstånd fattiga på fosfor på grund av fosforfattigt modermaterial, kallt klimat och långsam vittring (Naturvårdsverket 2005). Gödsling har successivt byggt upp en

fosforreserv i jordbruksjordar. Enligt Jordbruksverket innehåller jordbruksmark 900-3600 kg fosfor per hektar (Malgeryd et al. 2010). Denna fosfor finns i matjorden som vanligen är mindre än en halvmeter djup. Fosforinnehållet i svensk matjord är alltså 180 -720 gram per kubikmeter, vilket ger 120- 480 gram per ton jord, beräknat på en densitet hos matjord på 1,5 ton/m³. Nivåerna av fosfor i skogsjordar är fortsatt naturligt låga.

3.2.1 Fosfor i markbaserade reningsanläggningar

En stor del av fosfor från små avlopp kan vid lämpliga förhållanden självrenas vid vattnets passage genom marken på samma sätt som i en markbädd/infiltrationsanläggning (Brink 1968, Olli och Ringberg 1999). Förutom fysikaliska och kemiska processer medverkar även biologiska processer, bland annat genom att befintlig vegetation inklusive träd tar upp fosfor.

Avloppsvatten som distribueras till en markbaserad reningsanläggning innehåller fosfor i både partikelform och i löst form. Den partikulära fosfor filtreras bort mekaniskt och biologiskt vid passagen i markbädden/infiltrationen. Den kvarvarande fosfor lämnar anläggningen som löst fosfat (Millier och Hooda 2011). Det biologiska upptaget av denna fosfor kan temporärt bli betydande när en utsläppspunkt för avloppsvatten etableras (Ridderstolpe 2009). Men även långsiktigt innebär upptag via mykorrhiza att fosfor kan spridas från lokala utsläppspunkter och vidare i ekosystemet. Betydelsen av processer där fosfor kvarhålls och sprids via biota, till exempel genom bete och lövfällning är dåligt studerat. Däremot är det känt att stora mängder fosfor kan bortföras från marken via skörd av biomassa, till exempel avverkning av skog, vilket diskuteras nedan.

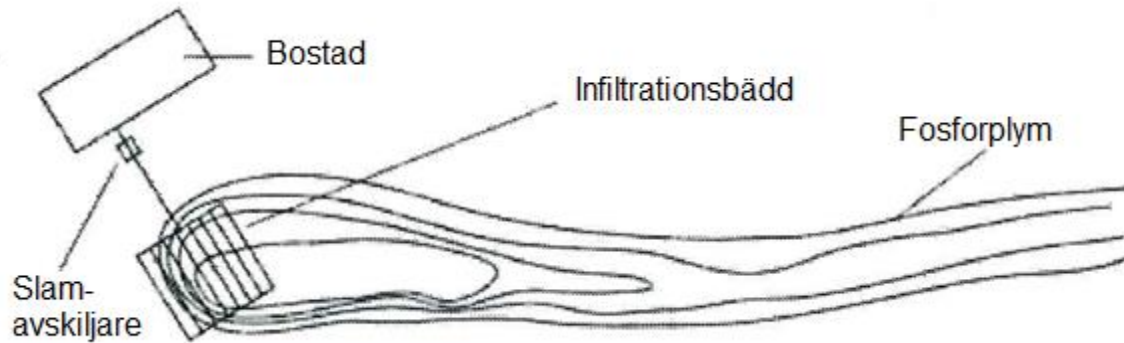
För långsiktig retention av fosfor anses ofta de kemiska mekanismerna vara viktigast. Mycket pekar dock på att mikroorganismer och växter genom växtupptag och migration av fosfor i näringskedjor och bortförel med skörd är viktiga mekanismer för långsiktig retention. Vid markbaserad rening är sannolikt trädens växtupptag en mycket viktig faktor för fosforretentionen (Gustavsson 2011). Författarnas uppfattning är att både de biologiska och de kemiska processerna har stor betydelse för den långsiktiga retentionen av fosfor i mark. Ett försök att kvantifiera dessa mekanismer görs i avsnitten nedan.

3.2.2 Självrening genom fastläggning i mättad och omättad zon

Vetenskapen är överens om att fosforinbindningen är betydligt mer effektiv i luftad mark än i vattenmättad mark, även om detaljerad specificering saknas för olika jordar. Det är också klarlagt att mark som är utsatt för större jordmånsbildande processer har högre inbindningskapacitet än mer opåverkad jord. Högre inbindningskapacitet kan således förväntas i ytligare jordlager än i djupare liggande jordlager.

Hur vattnet rör sig och hur snabbt det rör sig genom marken har betydelse för inbindningskapaciteten. I en lerjord kan transporten genom den omättade zonen till största delen komma att ombesörjas via sprickor och markporer. Det reducerar inbindningskapaciteten eftersom den lösta fosfor inte kommer i kontakt med en särskilt stor jordvolym. Endast en liten del av porutrymmet i marken utnyttjas och kapaciteten för sorption blir låg. Sprids vattnet i stället som en vätningsfront i en homogen jord, till exempel sand, blir inbindningskapaciteten betydligt högre eftersom den lösta fosfor passerar en mycket större jordvolym.

Amerikanska studier av utsläppsplymer visar att avloppsvatten normalt inte blandas med underliggande grundvatten. I homogena jordar är plymen typiskt lång och smal, ofta med bibehållen bredd och skarp avgränsning mot omgivande grundvatten, figur 8. Avloppsplymer kan ibland följas som ett från grundvattnet separat vatten upp till hundra meter eller mer nedströms en anläggning (Robertson et al 1998). I heterogena jordar, som moräner, är plymen sannolikt mindre stabil och mer oförutsägbar. Genom grundvattenbildning från nederbörd kommer plymen så småningom att överlagras med nytt grundvatten innan det blandas med grundvattnet.



Figur 8. Exempel på en utsläppsplym från infiltrationsanläggning (US EPA 2006)

I allmänhet transporteras vattnet från den omättade zonen till den mättade genom avvattning via markporer på grund av gravitation eller som en diffus vätningsfront förorsakad av kapillärkraften. I de flesta fall är det troligt att endast delar av marken deltar i reningen (Naturvårdsverket 2005). Genom växternas mykorrhiza kan dock fosfor tas upp och omfördelas i jordprofilen vilket diskuterats ovan.

Även om inbindning av fosfor är effektivast i den övre mest jordmånspåverkade zonen så är det visat i många studier att fosforavskiljning fortsätter även i den mättade markprofilen (US EPA 2003). Fosfor binds in eller tas upp av växter även i den mättade zonen i den kapillära zonen ovanför, till exempel av al och vass som är anpassade till att växa i dessa zoner. Under vissa förhållanden är inbindningen av fosfor bristfällig i den mättade zonen såsom i karst och annan kalkrik berggrund (Robertson et al 1998).

Som tidigare diskuterats så fluktuerar grundvattennivåer och grundvattnets rörelse beroende på nederbörd, temperatur och avdunstning. I trakter med tunna heterogena jordar kan dessa variationer vara mycket stora (Magnusson 2009). Vid utsläpp av avlopp i sådan mark kan således vattnet komma att magasineras och röra sig i olika delar av markprofilen beroende på årstid och klimatförhållanden. Under perioder med högt grundvattenstånd (höst, vinter och vår) kan vattnet passera som mättat flöde genom de övre marklagren, vilka senare under sommaren torkar ut. Dessa variationer gör att fosfor som avskiljs under mättade förhållanden senare kan utsättas för omättade förhållanden och åtföljande ombildning av avskiljd fosfor, företrädesvis till former med lägre risk att läcka. Fosfor som vid lågt grundvattenstånd avskiljs i den omättade zonen, kan å andra sidan åter gå i vattenlösning när grundvattennivån höjs och transporteras vidare för avskiljning nedströms i grundvattenströmmen innan det eventuellt når ett utströmningsområde. De hydrogeologiska förhållanden som råder i Sverige kan således göra det svårt att urskilja den omättade zonen från den mättade.

I rapporten *Naturbasert rensning av avloppsvann* görs en sammanställning av kunskapsläget med fokus på norska förhållanden (Jenssen et al. 2006). Baserat på skakförsök konstateras att inbindningskapaciteten i vanlig jord varierar från 50 g/ton (ovittrad kvartssand) till 1500 g/ton, men att den verkliga inbindningen under en infiltrationsanläggning är betydligt större än vad som kan utläsas av skakförsök. I jord som undersökts under infiltrationsanläggningar uppmättes inbindningskapaciteten på 540 g/ton i morän och 1230 g/ton i vittrad sand vilket var mer än dubbelt så mycket som skakförsöken visade (Suanes och Nilsson 1987). Jenssen et al. beskriver också att de studier man gjort visar att fosforinbindningen i en infiltrationsanläggning regenereras vid vila. Liknade observationer är gjorda i USA där man konstaterat över tid så omlagras fosfor i allt mer svårvittrade kristallina strukturer och att vittringsprocesser tillför nya inbindningsytor i form av järn och aluminiumsalter (Brady och Weil 2008).

En svensk sammanställning av experimentella sorptionsstudier redovisar värden för inbindningskapacitet för sand på mellan 130 till 440 g/ton (Cucarella och Renman 2009). Danska experiment med perkolationstester i kolonner visade på liknande resultat. Natursand hämtade från tolv olika platser uppvisade en genomsnittlig inbindningskapacitet över 300 g/ton. Försöket visade ett tydligt samband mellan sorptionskapacitet och innehåll av kalcium, järn och aluminium (Arias et al. 2001).

Vulkanjordar, askor och många av de material som används i filter specifikt byggda för att avskilja fosfor har betydligt högre inbindningskapacitet än vad som har uppmätts i svenska jordar (Hylander och Ae 1999, Hylander och Simán 2001, Hylander et al. 2005). Fosforfiltermaterialet FILTRALITE, naturlig minerallera bränd tillsammans med kalk, har till exempel en kapacitet på 2200 g fosfor/ton (Malmén et al. 2004).

Beräkningar av den verkliga fastläggningen av fosfor kompliceras av att ingående reaktioner kan vara reversibla. Eveborn et al. (2012) visade med kolonnförsök att vid passage av rent, avjoniserat, vatten genom bäddmaterial från äldre markbaserade system, lakades fosfor i stor utsträckning ut. Det betyder att bäddarna under belastning med avloppsvatten kommer att binda fosfor, men att en del av den bundna fosfor kan komma att lämna bädden vid större regn eller om bädden tas ur drift. Det är mycket viktigt att beakta att markvätskan har en hög jonkoncentration som kraftigt kan påverka lösligheten av fosfor, speciellt på lerjordar (Hylander et al. 1996). Regnvatten har endast en låg jonkoncentration i atmosfären men den ökar kraftigt när regnet blandar sig med markvätskan. Jonkoncentrationen är vanligen högre i en avloppsanläggning än i markvätska från åkermark på grund av de stora mängderna salt som tillförts anläggningen med avloppsvattnet. Sambanden är komplexa men fosfors löslighet och sammanhängande risk för utlakning från en lera minskar kraftigt (mer än fem gånger enligt Hylander et al. 1996) vid hög jonkoncentration, medan lösligheten av fosfor i sandjordar är mindre beroende av markvätskans jonkoncentration. Jonkoncentrationen i ingående spillvatten varierar kraftigt mellan svartvatten och BDT-vatten. En tredje faktor av betydelse för läckage från en markbaserad anläggning är mängden dräneringsvatten från omgivande mark som passerar anläggningen vid regn och snösmältning. Däremot ger regn och snö som faller direkt på anläggningen endast marginella mängder vatten, som dessutom till viss del sugts upp av den ofta torra ytjorden och dess växtlighet. De vattenmängder som belastar en markbaserad anläggning från hushållet är normalt minst 20 gånger större än den nederbörd som faller på anläggningen.

Eveborn et al. (2012) visade dock med materialbalanser att man hade ett nettoupptag i alla sina bäddar med de testade betingelserna. Upptaget av fosfor varierade mellan 15 och 75 % av tillförd mängd. I kolonnförsök med jord hämtade från infiltrationer i drift (Eveborn et al. 2012) fann man ett spann mellan 320 och 860 g fosfor/m³. Man fann inget samband mellan kornstorlek och fosforavskiljningsförmåga, men löst aluminium, aluminium(hydr)oxidtytor och pH tycktes påverka fastläggningskapaciteten.

Man har ett litet läckage av fosfor från all mark och detta behövs för att vidmakthålla biologiskt liv i mark och vatten. Läcketaget från en viss åkerjord är större om åkern är uppgödslad. Läcketaget sker främst som partikelbunden, och därmed inte omedelbart växttillgänglig fosfor, från lerjordar och främst som löst fosfatfosfor eller fosfor bunden till organiskt material från sandjordar.

3.2.3 Självrening genom växtupptag och skörd

Barrskog innehåller låga halter fosfor, ca 0,5 g fosfor/kg torrs substans (TS). Ett antaget medelvärde utifrån data om 0,05 g fosfor/kg TS i stamved 0,9 g fosfor/kg TS i grenar och toppar och 0,5 g fosfor/ha i bark (Staaf 2013). Trots låga halter blir fosforuttaget ändå betydande vid slutavverkning. Om skogsvolymen som transporteras bort vid slutavverkning är 250 skogskubikmeter per hektar och omvandlingsfaktor till torr vikt sätts till 0,42 ton/m³ (Magnusson 2009) skördas 105 ton TS/ha. Det innebär att mängden bortförd fosfor är 52 kg per ha (105 ton * 0,5 kg/ton). Det totala fosforuttaget

under skogens tillväxttid är dock högre än 52 kg/ha på grund av tidigare gallringar. Om gallringsvolymen antas utgöra 40 % av slutavverkningsvolymen, alltså 100 skogskubikmeter, ökar mängd bortförd fosfor till 74 kg/ha. Detta innebär en bortförsel om cirka 0,1 gram fosfor per m² och år vid 70 års omloppstid.

En studie av näringsomsättning i en barrskog i norra Sverige (Albrektsson och Lundmark 1991) visade att upptaget av fosfor i trädbiomassan uppgick till 2 kg per hektar och år, vilket omräknat per kvadratmeter är 0,2 gram per år.

I snabbväxande skog som salix är näringsupptaget betydligt större. I avloppsbevattnad salix innehåller den skördade vedbiomassa 15 kg fosfor vid avkastning på 12 ton TS per hektar och år (Agné 1991). I en sådan odling skördas 1,5 gram fosfor per m² och år bort.

3.2.4 Självrening i diken

Brink (1968) genomförde en detaljerad undersökning på avloppsvatten från ett vårdhem i Uppland (60 pe anslutna). Efter sedimentation i en trekammarbrunn, ledde avloppsvattnet till ett 500 m långt och 0,3-0,7 m brett åkermarksdike för självrening. Han konstaterade att fosfor avskildes effektivt både sommar och vinter, se tabell 5, då vattenflödena var små eller måttliga. Över 40 % av fosfor i avloppsvattnet vid utsläppspunkten avskildes de första 150 m inom 4,5 timmar och ca 90 % avskildes under dikets hela längd på 500 m. Däremot avskildes fosfor inte under högvattenflöden vår och höst, då sediment rikt på fosfor åter revs upp och fördes bort med avrinningsområdets vatten från snösmältning och nederbörd.

För att motverka detta rekommenderar Brink (1968) att avleda ytavrinningen i ett separat dike som under senare år benämnts biofilterdike eller sorptionsdike (Ridderstolpe 2009). För maximal självrening rekommenderar han ett litet vattendjup, några få centimeter, för att underlätta luftning, oxidering och sedimentation. Detta förbättrar även kontakten mellan vatten och sediment. För att minska risken för resuspension av bottensediment bör det regelbundet avlägsnas med några års intervall, dock helst endast i en del av dikets längd åt gången.

En närmare studie av Brinks undersökning (1968) visar att mest fosfor avskildes i dikets början, där avloppsvattnet hade en hög koncentration av fosfor i tabell 5. Den beräknade avskiljningen per meter var dock högst efter den andra utsläppspunkten vid 155 m, beroende på en kortare sträcka mellan provpunkterna och därmed färre antal meter (25 istället för 50) att dividera med. Detta indikerar att självreningen är störst de allra första metrarna efter utsläppspunkten, vilket är i överensstämmelse med bland annat norska erfarenheter (Bioforsk 2014).

Självreningen mätt som reduktion i dikesvattnets fosforhalt var nästan lika effektiv på vintern (90 %) som på sommaren (93 %). Den lite större ackumulerade mängden fosfor avskild på vintern i tabell 5 trots en något lägre procentuell reduktion beror på en längre period (114 dygn på vintern jämfört med 87 dygn på sommaren). I hela diket avskildes 8,8 kg fosfor sammanlagt under sommar och vinter baserat på presenterade data över vattnets fosforhalt och räknat på utsläppspunktens vattenflöde i dikets alla provplatser. En mindre del av fosfor avlägsnades genom självrening (3 % på sommaren och 9 % på vintern) härstammar från åkerdränering och andra avlopp som leds in i diket vid dess början samt efter 155 m från utsläppspunkten från vårdhemmet. Under vår och höst skedde ingen självrening på grund av högt vattenflöde i diket på grund av avrinning från omgivande mark (Brink 1968).

En massbalans för fosfor visar att vårdhemmets 60 pe lämnade sammanlagt under sommar och vinter 15,7 kg fosfor till avloppet, medan uppmätt fosfor i avloppets utsläppspunkt uppgick till 9,7 kg. Skillnaden mellan tillförd fosfor och uppmätt fosfor i utsläppspunkten beror delvis på fosfor som kvarhållits efter avloppets behandling i trekammarbrunnen. Hur mycket är inte fastställt i

undersökningen av Brink (1968), men Naturvårdsverket (2003) anger riktvärden på 5-20 %. En del av orsaken kan tillskrivas analysmetoden som bestämmer ortofosfater men inte totalfosfor och inte heller polyfosfater som förekom i tvättmedel vid aktuell tidpunkt. Det är dock möjligt att tvätten från vårdhemmet lämnades bort på entreprenad. I tabell 5 fanns utsläppspunkter för avloppsvatten vid 0 m (slamavskiljt) och 155 m (behandlat i markbaserade anläggningar) beräknat på Brink (1968).

Tabell 5. Retention av fosfor i ett 500 m långt öppet dike

Avstånd från utsläppspunkt A (m)	Totalfosfor (tot-P) i dikesvatten		Retention mellan provplatserna *)	
	Sommar (mg/L)	Vinter (mg/L)	Sommar (g/m)	Vinter (g/m)
0	6,1	7,9		
50	5,0	6,5	12	21
100	3,7	6,3	16	4
150	3,4	4,3	3	30
175	2,3	2,6	27	53
200	1,6	2,3	16	11
250	1,3	1,9	4	5
350	0,8	1,3	3	5
500	0,5	0,8	1	2
Medelvärde 0-150 m			10,3	18,4
Medelvärde 150-500 m			5,0	7,9
Medelvärde hela sträckan			6,6	11,0

*) Retention per meter beräknad som minskning av vattnets fosforhalt från föregående provtagningspunkt, multiplicerad med flödet och antal dygn, delad med antal meter mellan aktuella provtagningspunkter. Uträkningarna är baserade på medelvattenflödet vid avloppets utsläppspunkt, 6 730 L/dygn på sommaren (87 dygn) respektive 6830 L/dygn på vintern (114 dygn).

En annan studie över självrening av fosfor i sex olika åkerdiken genomfördes av Olli och Ringberg (1999). De undersökte flera närliggande diken med likartade förhållanden avseende nederbörd, temperatur och soltimmar, men med olika jordarter och olika vattenföringsregimer. Alla diken erhöll avlopp från avloppsanläggningar varav en del saknade längre gående rening än slamavskiljare. För ett djupt och permanent vattenförande dike (Ländadiket) konstaterades att fosforläckaget behövde minskas av miljöhänsyn för Mälaren, som är recipient. I Östertorpsdiket var däremot fosforläckaget minimalt med fosforhalter <0,01 mg/L större delen av året. Detta tillskrevs gott upptag av fosfor av både dikets jord och växter. Även från Lisselbydiket var fosforläckaget till Mälaren mycket begränsat, trots höga fosforhalter (1,5–2,5 mg/L) i första provpunkten. Självreningen berodde dels på att diket torkade ut under somrarna med åtföljande accentuerad självrening. En annan bidragande orsak till det begränsade fosforläckaget från Lisselbydiket var ett trasigt ledningsrör i dikets kulverterade del, som medförde att vattnet huvudsakligen filtrerades genom marken.

Vattnet från det fjärde undersökta diket, Kvarnbäcken, nådde vanligen inte heller Mälaren som ytligt vatten utan infiltrerades på vägen och avdunstade vid passage genom ett alkärr. En vassridå vid Mälarens strand bidrog även till att ta upp fosfor, som dock riskerade att senare frigöras eftersom vassen inte skördades eller betades. Diket mottar behandlat avloppsvatten från markbäddar. Fosforhalterna är mycket låga (två tiopotenser lägre) jämfört med obehandlat avloppsvatten vilket visar på god avskiljning av fosfor i markbäddarna samt självrening innan vattnet når Kvarnbäcken. Under den 400-500 m långa bäckpassagen till Mälaren minskar vattnets fosforhalt ytterligare under större delen av året med i genomsnitt 27 %. Under begränsade perioder (58 av totalt 652 dagar) revs

fosforhaltigt sediment upp och transporterades till Mälaren, i tabell 6 benämnd som typperiod erosion. Under ytterligare 123 dagar revs sediment upp i dikets första del där det bland annat fanns ett vattenfall, men självrening skedde då de senaste 100 m genom sedimentation och andra processer och slutresultatet blev retention nära utloppet. Under resterande tid med vattenföring (387 dagar) skedde en självrening i dikets hela längd. Diket var torrt under 87 dagar. Det är intressant att notera att självrening skedde vissa perioder med väsentligt högre vattenflöde än under typperioden med erosion (Tabell 6): Det visar att även andra faktorer än storleken på vattenflödet bestämmer huruvida retention sker, varvid betydelsen av vegetation samt möjligheten att åstadkomma laminärt flöde är faktorer som behöver studeras.

Kvarnbäckens fosfortransport uppdelat på typperioder med kraftig erosion kan ses i tabell 6, retention mot slutet av bäcken samt retention längs hela bäcken samt respektive periods medeltal av fosforhalt vid utsläppspunkt samt 400 och 500 m nedströms. Beräkningar av fosforretention är angivet som procent av P-halt i vattnet vid utsläppspunkten och minustecken indikerar att P-halten har ökat i vattnet. Slutligen har medelvattenflöde under respektive typperiod angetts. Under 84 dagar var bäcken torr och inga mätningar gjordes. Beräknat från data i Olli och Ringberg (1999).

Tabell 6. Kvarnbäckens fosfortransport uppdelat på typperioder

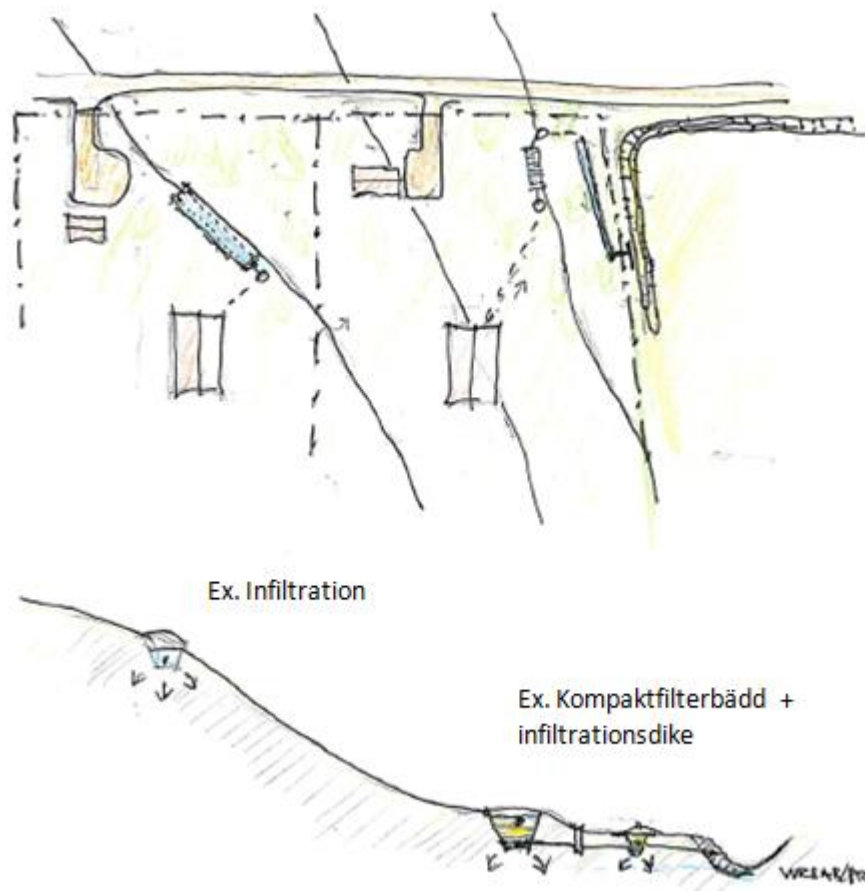
Typ-period	Tid (dygn)	Fosforhalt			Retention			Vatten-Flöde (m ³ /h)
		Utsläppspunkten "start" (µg P/L)	400 m f start (µg P/L)	500 m F start (µg P/L)	0-400 m (%)	0-500 m (%)	(g P/m & år)	
Erosion	58	136	159	151	-23,3	-12,4	-	17
Retention slutet	123	163	210	132	-29,7	13,6	6,3	12
Retention hela	387	209	162	144	18,5	37,4	33,6	29
Alla	568	158	139	118	6	27	21,5	25

µg = mikrogram

Självreningen var god även i Söderbergadiket och Hagdiket, som var torra under en stor del av året. Noterbart är att Olli och Ringberg (1999), beräknade att en anslutning av aktuella fastigheter till ett kommunalt reningsverk med 94 % avskiljning av fosfor skulle gett ett större utsläpp av fosfor till Mälaren än aktuellt avloppssystem följt av självrening.

3.3 Utformning av utsläppspunkt för att tillvarata retentionspotentialen

För att nyttja processerna för självrening måste vatten från avloppsanläggningen släppas i marken. Detta sker alltid om anläggning byggs som infiltration men även om anläggning byggs som markbädd eller som minireningsverk kan utgående vatten släppas ut till mark. I figur 9 visas principer för hur utsläpp till mark kan utformas vid infiltration respektive från markbädd eller minireningsverk.

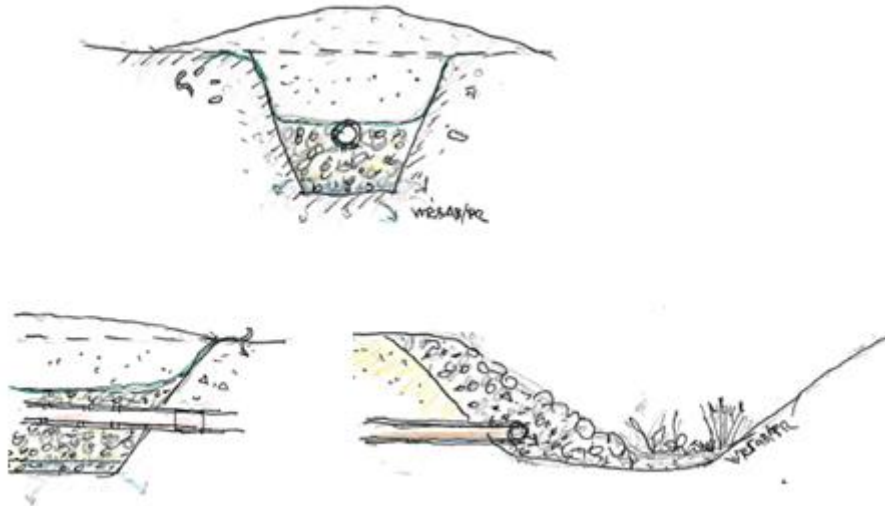


Figur 9. Princip för utformning av utsläpp vid infiltration och traditionell markbädd i plan övre bild respektive sektion (nedre bild). Även vid med inneslutet reningssteg till exempel markbädd med tät botten eller minireningsverk kan avloppet bortledas via mark. Detta görs enklast genom ett så kallat infiltrationsdike.

Markbaserade anläggningar bör alltid läggas grunt och tvärs sluttningen. Med pumpbeskickning erhålls stora frihetsgrader för placering i läge och höjd. Dessutom skapas goda förutsättningar att sprida ut vattnet över filterytan vilket är viktigt för att reningsprocessen skall fungera bra (Ridderstolpe 2009). Infiltrationer byggs med fördel långsmala så att vattnet fördelas ut över lång sträcka längs sluttningen, vilket illustreras till vänster i bilden.

Även markbädd liksom minireningsverk kan förses med utlopp via infiltration. Ett enkelt och välbeprövat sätt är bortleda det behandlade vattnet via ett så kallat infiltrationsdike. Detta kan utformas på olika sätt, men det viktiga är att dikets botten ligger ovanför grundvattenytan. Om möjligt så anläggs infiltrationsdiket så att inte heller dagvatten rinner i diket. I figuren är infiltrationsdiket förlagd efter en kontroll brunn från reningsanläggningen parallellt med ett backdike till åkermark. Denna utformning möjliggör kontroll av reningsanläggningens funktion, samtidigt som ett extra skydd skapas för rening längs en lång sträcka under bortledningen av vattnet. I både infiltrationsdiket och i det efterföljande öppna åkerdike skapas goda möjligheter för fosforretention, se avsnitt 4.

Med ett infiltrationsdike leds behandlat vatten bort via ett täckt infiltrationsdike vars botten är placerad över grundvattenytan. Till ett infiltrationsdike leds utlopp från en markbädd eller ett minireningsverk. Bräddavlopp från diket leds vidare till öppet dike eller täckdike eller om annan möjlighet inte finns till recipient. Diket kan utformas och dimensioneras så att allt vatten infiltrerar och inget leds vidare bort.



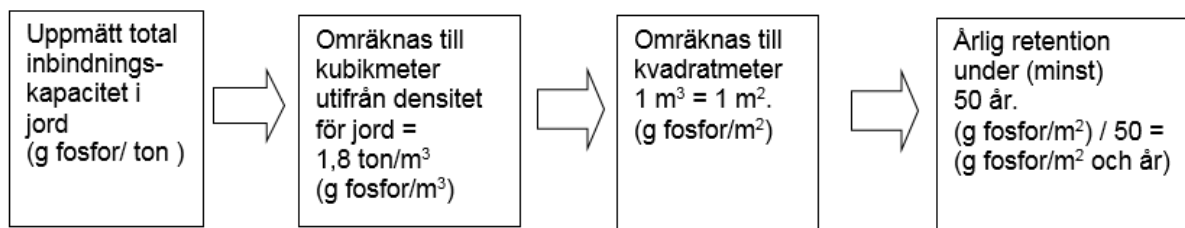
Figur 10. Exempel på utformning av infiltrationsdike. I ett infiltrationsdike leds behandlat spillvatten separat från annat vatten. Dikets botten ska ligga ovanför grundvattenyta så att vattnet kan sippra ned i en omättad zon. Detta skapar ett effektivt filter och goda förutsättningar för inbindning av fosfor och växtupptag.

3.4 Kvantifiering av retentionspotential

I föregående avsnitt har mekanismer för fosforretention i mark diskuterats och storleksordningar angetts för vad dessa processer kan innebära i termer av inbindningskapacitet per mängd jord, avskild mängd fosfor per meter dike, eller bortförd mängd fosfor per kvadratmeter mark via skörd och avverkning. Nedan görs en ansats att kvantifiera den potentiella retentionen av fosfor i mark och diken, baserat på den sammanställda kunskapen.

För att kvantifiera retentionspotentialer har vi här valt att skilja på retention som sker vid diffus bortledning, med grundvatten i området nedanför utsläppspunkter, och den bortledning som sker kanaliserat i "sommartorra" diken. Med sommartorrt dike avses att diket är vattenförande endast vid häftiga regn eller snösmältning. För diffus avrinning anges retention i g/m^2 markyta och år och för kanaliserad avrinning anges retentionen i enheten gram/löpmeter dike och år.

För omräkning av inbindningskapacitet uttryckt per ton till kubikmeter har densiteten för jord satts till $1,8 \text{ ton}/\text{m}^3$. För omräkning av volym har för enkelhetens skull angivits att en kubikmeter motsvarar en kvadratmeter. Tankegången för omräkning framgår av figur 9 nedan.



Figur 11. Ansats för hur total inbindningskapacitet i mark kan omräknas till årlig retention per kvadratmeter och år.

I tabellerna nedan har uppgifter från föregående kapitel sammanställs och räknats om till årlig potentiell retention vid utsläpp till mark respektive bortledning via "sommartorra diken" samt skörd av biomassa. Omräkningen har gjorts enligt figur 11.

Tabell 7. Potentiell retention vid utsläpp till mark baserat på uppgifter från olika källor

Referens	Retention i mark (gram fosfor/m ² och år)
Arias et al. 2001 (naturesand, medelvärde från 12 lokaler)	3,3 (omräknat 300 g/ton)
Jenssen et al. 2006 (data uppmätta från olika naturjordar, lägst> kvartssand högst>lera)	0,6- 16 (omräknat 50-1500 g/ton)
Cucarelli och Rehnman 2009 (sammanställda data sandjordar)	1-15 (omräknat 130-440 g/ton)
Suanes och Nilsson 1987 (sand under en infiltrationsanläggning)	2,8 (omräknat 260 g/ton)
Suanes och Nilsson 1987 (ovittrad respektive vittrad sand under en infiltrationsanläggning)	2,8- 14 (omräknat 260 g/ton)
Suanes och Nilsson 1987 (morän under en infiltrationsanläggning)	6 (omräknat 300 g/ton)
Eveborn et al. 2013 (kolonner med naturesand från befintliga markbäddar)	6,4 - 17 (omräknat 320 och 860 g/m ³)
Sundblad, Kadlek m.fl. källor (upplagring i detritus/torv, kalla klimatområden)	1,5- 2,5 (15-25 kg/ha)
Sjösediment, Sverige, olika källor	1- 3

Tabell 8. Potentiell retention vid bortledning via "sommar torra diken" baserat på uppgifter från olika källor

Referens	Retention i dike (gram fosfor/löpmeter och år)
Brink 1968 (Self purification in an open ditch, Limnolog inst., Uppsala Univ, Water Research)	>10 (omräknat enligt avsnitt 4.3)
Olli och Ringberg 1999 (Näringstransport via diken till Mälaren, Naturgeografiska inst.)	C:a 10 (omräknat enligt avsnitt 4.3)

Tabell 9. Potentiell retention genom skörd av biomassa baserat på uppgifter från olika källor

Referens	Bortförel genom skörd (gram fosfor/m ² och år)
Albrektsson och Lundmark 1991 (Skörd vedbiomassa, årligt fosforupptag i träd i en norrländsk barrskog)	0, 2
Agné 1991 (Skörd vedbiomassa, årligt fosforupptag i avloppsbevattnad Salix)	1,5

3.5 Förslag till retentionsklasser och retentionskoefficienter

Sammanställningen i tabellerna ovan visar att den potentiella retentionen av fosfor i svenska markekosystem kan förväntas variera från ca 0,5 g/m³ per år (ovittrad kvartssand) och upp till 15-16 g/m³ per år (vittrad jord och/eller där inbindning pågått under lång tid).

Biotans roll för retention är som diskuterats i tidigare avsnitt betydelsefull. Förutom att påverka jordmånsbildningen (vittring) och näringstupptag via mykorrhiza så sker också en långsiktig immobilisering av fosfor med skörd av biomassa och genom ansamling av död biomassa i humus och torv. Tabell 8 indikerar att bortförsel av fosfor via avverkning av skog innebär en icke oansenlig bortförsel, speciellt om skogen näringsberikas med avloppsvatten.

Som tidigare nämnts finns anledning att vara försiktig vid kvantifiering av retention. Kunskapsbrist föreligger framförallt om fosforkinetiken i den omättade zonen och till vilken grad inbunden fosfor kan frigöras och återgå i lösning. Den ansats som vi valt för omräkning av uppmätt retention från ton till kubikmeter och till kvadratmeter kan diskuteras. De siffror som anges i tabell 7 bygger på antaganden att en stor del av jordvolymen (1 m³/m²) deltar i fosforretention vid utsläpp av avloppsvatten i mark, vilket naturligtvis inte är självklart. För att möta dessa osäkerheter, och för att undvika att retention överskattas, har vi valt att i verktyget nedan (se kap 4) använda mycket konservativa siffror. De siffror som anger retention för olika retentionsklasser (landskapstyper) är således betydligt lägre (ungefär 20 % lägre) än den retention som faktiskt har uppmätts i olika studier.

Faktorer som påverkar självrening av fosfor kan sammanfattas:

- **Hydrogeologi** – var och hur länge vattnet rör sig från anläggningen fram till det att det tränger fram som ett grundvattenutflöde. Nivåskillnader, marklutning och jordart (kornstorlek och kornstorleksfördelning) spelar här en viktig roll.
- **Markkemi** – förekomst av aluminium, järn, mangan och kalk. Här reglerar surhetsgrad (pH) och syretillgång (redoxpotentialen) fosfors fastläggning.
- **Markliv och vegetation** – Marklivet påverkar jordmånsbildande processer och nybildar markens kapacitet för inbindning av fosfor. Vegetation, speciellt träd och buskar, har betydelse genom växtupptag och spridning av fosfor över markytan samt bortförsel via skörd. Mykorrhiza tar effektivt upp fosfor ur markvätskan. Även tillfälliga och ojämnt fördelade förekomster i markprofilen kan därmed frigöras.

Nedan presenteras ett förslag till retentionsklassning där dessa faktorer sammanvägts i fyra marktyper och tre typer av diken. Liksom för kvantifieringen av retentionspotentialer, så har vi här valt att skilja på retention som sker vid diffus avrinning i mark nedanför en utsläppspunkt, till exempel från infiltration, och sådan avrinning som sker kanaliserat via diken.

I tabell 10 anges förväntad årlig retention från diffus avrinning i mark uttryckt i gram fosfor per kvadratmeter. Siffror för retention är vad som minst kan förväntas under en anläggnings livstid.

Tabell 10. Förväntad årlig retention för olika marktyper

Retentionsklass	Avrinning via grundvatten i mark	Retention (gram fosfor per m ² och år)
A	Berg i dagen och mycket tunna jordar (< 0,5 m). Alvar, klippmark, grus. Endast buskar och dvärgvuxna träd kan växa.	0,1
B	Sammanhängande jordtäckte men ställvis berg i dagen. Blandade jordarter men friktionsjord överväger. Mulljordar. Mestadels öppen mark, men träd förekommer.	0,5
C	Sammanhängande jordtäckte utan berg i dagen. Skogsmark eller mark som tidigare burit skog. Jorddjup övervägande över 2 m. Lera eller leriga - siltiga moräner.	0,8
D	Sammanhängande jordtäckte > 2 m. Grövre moräner el sandjordar. Skogsmark över högsta kustlinjen (HK).	1,2

Kanaliserad avrinning via diken innebär att behandlat avloppsvatten bortleds via ett befintligt dike eller ett anlagt bortledningsdike, till exempel ett infiltrationsdike. Exempel på hur behandlat avloppsvatten kan bortledas via mark visas i tabell 11. De angivna siffrorna för retention är ungefärliga och lågt satta för att undvika risk för överskattning.

Tabell 11. Förväntad årlig retention för olika typer av diken

Retentionsklass	Avrinning via "sommartorra diken"	Retention* (gram fosfor per löpmeter och år)
	Är vattenförande enbart efter häftiga regn och snösmältning. Tillrinningsområde vid utsläppspunkt < 75 ha. Om öppet dike saknas kaveldun	
E	Täckdike	1
F	Öppet dike	3
G	Utlopp anlagt som infiltrationsdike	5

*Siffror för retention är vad som minst kan förväntas under en anläggnings livstid.

Störst kapacitet för retention har man närmast utsläppspunkten. Med avståndet avtar koncentration samtidigt som vattnet tenderar att följa vissa flödesvägar. Utsläppsplymen följer normalt terrängens topografi och när det når grundvattnet överlagras och blandas det näringsberikade vattnet ut med nybildat och tillrinnande grundvatten. Sannolikt innebär det att markekosystemets förmåga att kvarhålla och mobilisera fosfor i biota avtar.

I verktyget (se kapitel 4 nedan) föreslås att retentionskoefficienter används för att ta hänsyn till avtagande retention med avstånd. De koefficienter och sträckor som föreslås i tabell 12 är anpassade efter avloppsmodellen WebGIS avløp (Bioforsk 2014).

Tabell 12. Förslag på avståndskoefficienter för att ta hänsyn till avtagande retention med avstånd

Avstånd	0-20 m	20-100 m	>100 m
Avståndskoefficient	1	0,75	0,5

4 Verktyg för att bedöma retentionspotentialer

För att de ovan beskrivna retentionsklasserna och retentionskoefficienterna ska kunna vara användbara vid bedömning av påverkan från avlopp i det enskilda fallet, så har en ansats gjorts att ta fram ett verktyg för detta. För att kunna vara praktiskt användbart verktyget måste av nödvändighet förenkla de komplexa samband som påverkar retention av fosfor när näringsberikat vatten från avlopp bortleds via mark.

Ett viktigt krav som måste ställas på ett praktiskt fungerande verktyg är att det skall vara enkelt att använda. Information skall i första hand inhämtas från flygbilder och kartmaterial.

Vid generalisering av varierande förhållanden och komplexa samband som inte i alla delar är helt klarlagda, finns risk att missbedöma de verkliga förutsättningarna för retention. Vid kvantifiering av retention är det därför viktigt att verktyget anger siffror med stor marginal. Detta för att inte riskera överskattningar.

Fosfor tas upp och kvarhålls mer eller mindre temporärt. Man kan, vilket diskuterats i tidigare avsnitt, säga att fosfor rör sig i "loopar" med upptag och frisättning. En viss del av fosfor binds in så hårt att man kan tala om permanenta "sänkor". En del tas också upp av organismer och sprids ut i landecosystemet. Självreningen måste således alltid ses i ett tids- och rumsperspektiv. Verktyget bedömer den förväntade fosforreduktion mellan utsläppspunkt och ytvattenrecipient som minst ska motsvara en reningsanläggnings livstid. De siffror som ansatts avser således retention under en period om ca 50 år.

Verktyget ska också kunna användas i olika situationer. När nya anläggningar planeras av verksamhetsutövaren eller ett förslag till anläggning prövas av en myndighet föreslås att den så kallade beräkningsmetoden används. Denna metod kan med fördel också användas vid tillsyn av en befintlig anläggning där platsgivna förutsättningar och anläggningens utformning, placering och belastning kan klarläggas.

När mer översiktliga bedömningar skall göras, till exempel bedömning av befintliga anläggningars bidrag av gödande fosfor till viss recipient, kan den så kallade förenklingsmetoden användas. Denna metod föreslås tillämpas där man saknar detaljerad information om de platsgivna förutsättningarna och om den anläggning som skall prövas eller då man vill ha en snabb och översiktlig bild om risk för påverkan.

4.1 Bedömning av retentionspotential enligt beräkningsmetoden

Tillvägagångssätt för beräkning av retentionspotential framgår av de tre exemplen nedan. Det första exemplet, figur 12, illustrerar hur bedömning görs av retentionspotential vid diffus bortledning av behandlat avloppsvatten via mark. Det andra exemplet, figur 13, illustrerar hur beräkning av retentionspotential görs för en traditionellt anlagd bädd (normalfallet). Det tredje exemplet, figur 14, illustrerar hur beräkning görs vid kanaliserad bortledning.

Exempel 1 – Diffus bortledning av behandlat avloppsvatten via mark

Förutsättningar

Marken jämnt lutande. Infiltration trycksatt varför spridning över hela anläggningen. I övrigt enligt svensk praxis. Retentionsklass bedöms vara C hela sträckan, d.v.s. 0,8 g P /m² år

Beräkning av retentionspotential

Delområde(1+2+3) x retentionskoefficient x avståndskoefficient

Retentionspotential

Område 1 = 15x20= 300 m²

retention = 300 x 0,8 x 1 => 240 g P/år

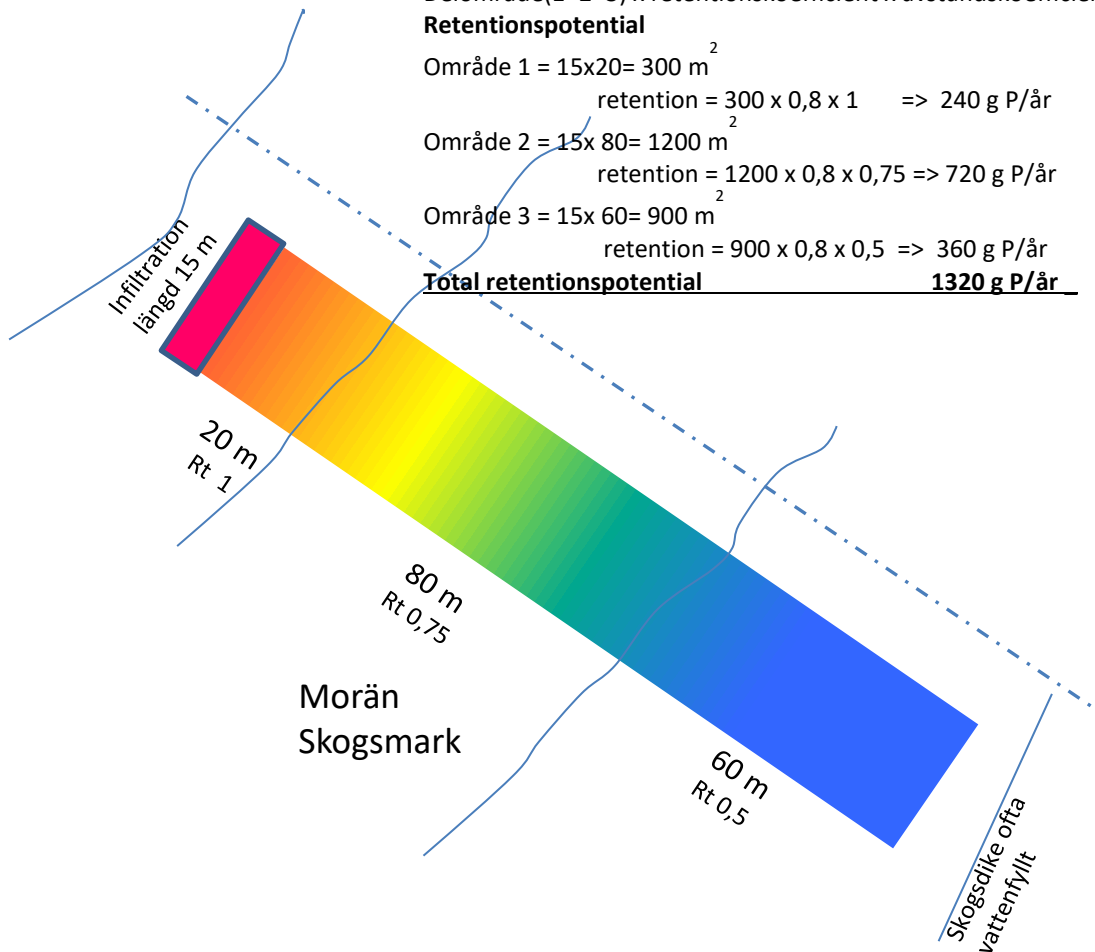
Område 2 = 15x 80= 1200 m²

retention = 1200 x 0,8 x 0,75 => 720 g P/år

Område 3 = 15x 60= 900 m²

retention = 900 x 0,8 x 0,5 => 360 g P/år

Total retentionspotential 1320 g P/år

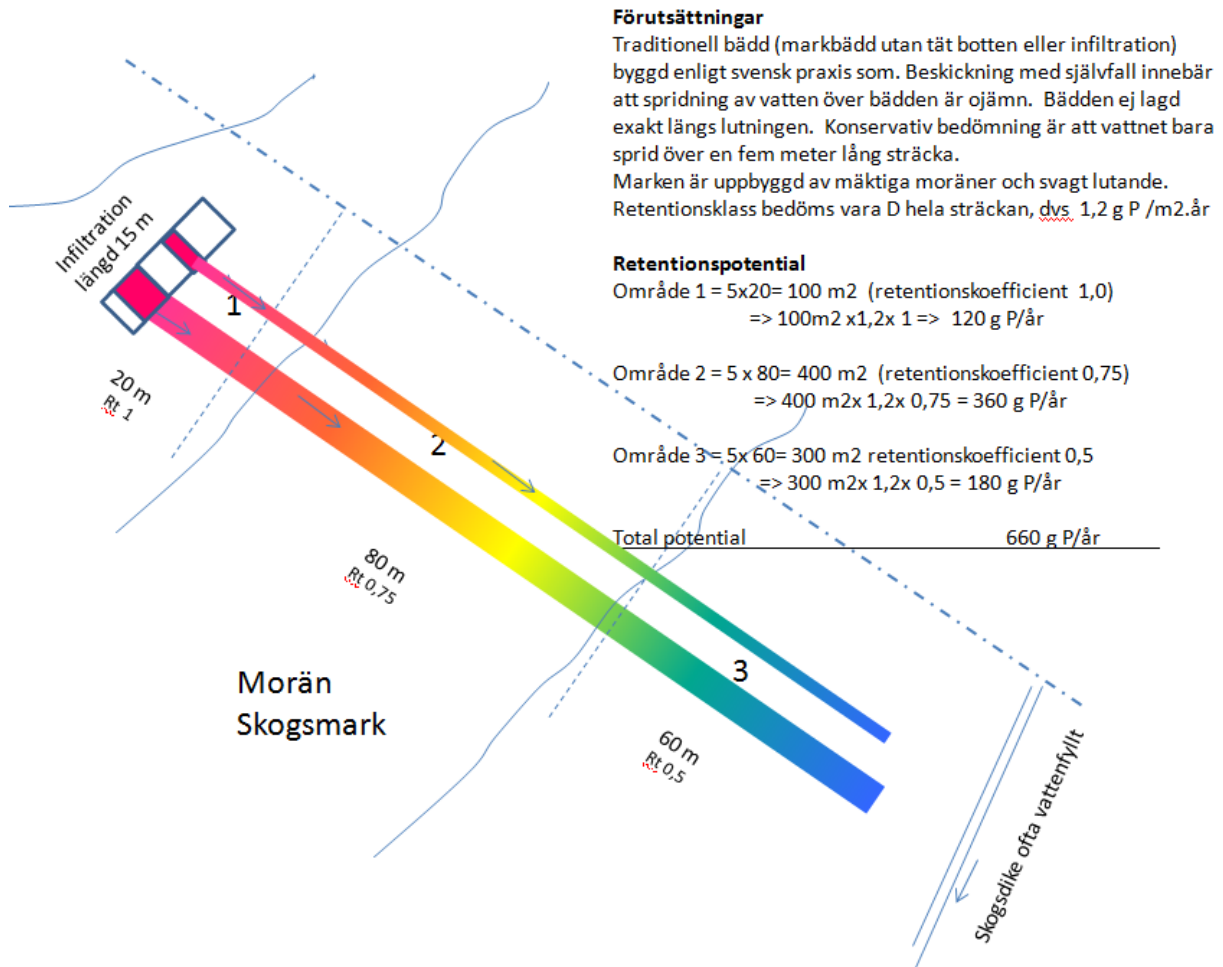


Figur 12. Beräkning av retentionspotential vid diffus bortledning av behandlat avloppsvatten via mark.

Exemplet illustrerar hur viktigt det är att en anläggning görs långsträckt och lokaliseras parallellt med en sluttnings höjdkurvor. Det illustrerar också vikten av att sprida vattnet över hela anläggningen. Vid självfall sprids vattnet normalt sämre än om bädden beskickas med trycksatta ledningar. Likaså sprids vatten sämre om spridarledningar läggs i samma bädd än om de ligger i var sitt spridardike (Ridderstolpe 2009). Där sådana bäddar grävts upp är att ofta uppenbart att bara en mindre del av bädden varit i bruk.

Markretentionen innebär i detta fall att ingen fosfor når recipienten. Redan vid 20-30 meter uppnås skydd som motsvarar hög skyddsnivå. Vid nyanläggning behöver inga krav ställas på extra fosforavskiljande anläggningskomponenter för en anläggning uppbyggd och dimensionerad enligt exemplet.

Exempel 2 – Traditionellt anlagd bädd (normalfallet)

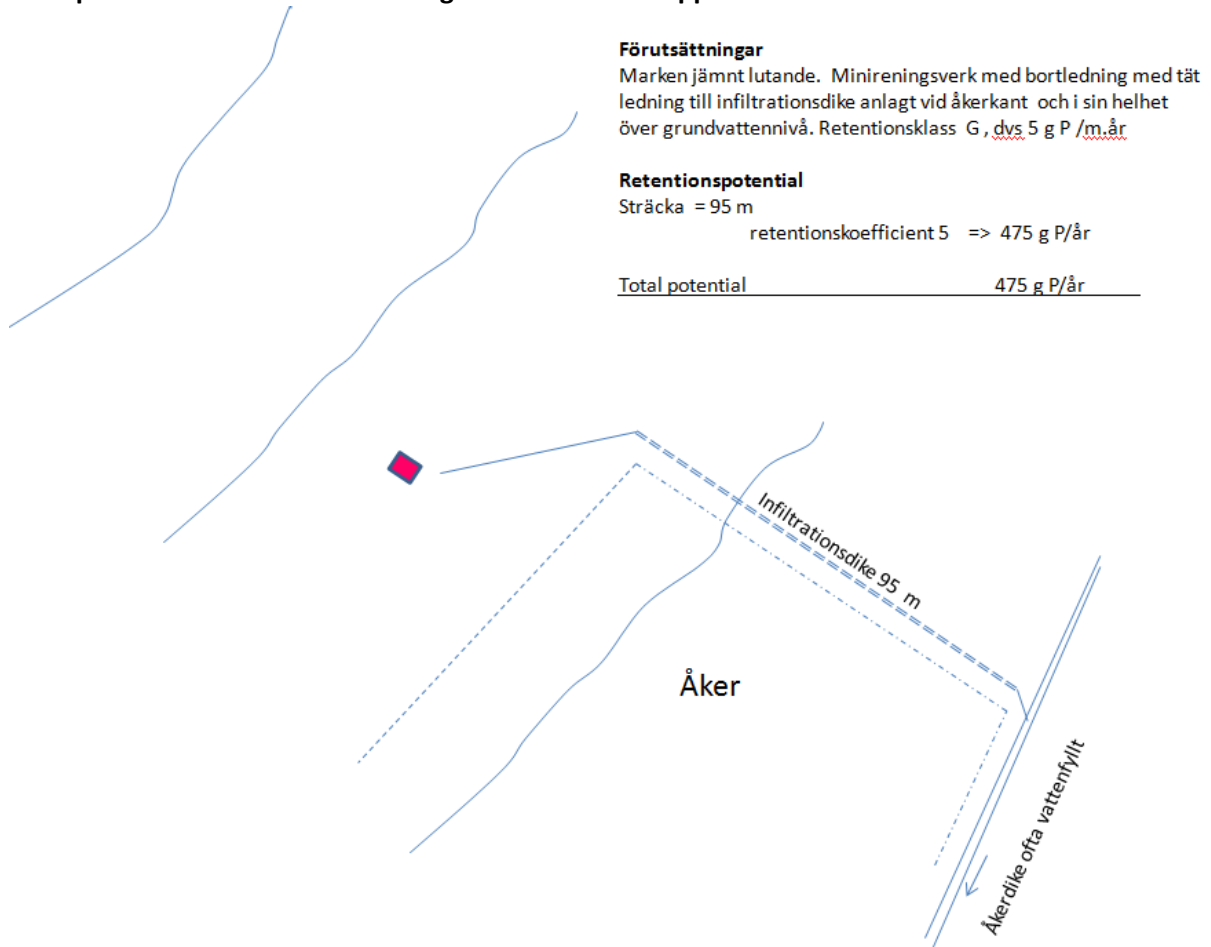


Figur 13. Beräkning av retentionspotential för en traditionellt anlagd bädd (normalfallet).

Detta exempel illustrerar ett fall som bedöms vara typiskt för markbaserade bäddar byggda enligt svensk standard. Trots stor bädd fördelas vattnet bara ut över en liten del av ytan. Exemplet visar att trots att vattnet bara sprids ut över en fem meter lång sträcka så är retentionen betydande. Om anläggningen belastas med BDT-vatten avskiljs all fosfor redan efter cirka 20 meter. Om anläggningen belastas med blandat avloppsvatten avskiljs utsläppt fosformängd efter cirka 100 meter.

Bäddar som beskickas med självfall har normalt bristfällig spridning av vatten. Exemplet där vattnet från anläggning bara sprids längs en fem meter lång sträcka (1/3 av bäddens längd) har därför använts som underlag för bedömning av retention enligt förenklingsmetoden.

Exempel 3 – Kanaliserad bortledning av behandlat avloppsvatten via infiltrationsdike



Figur 14. Beräkning av retentionspotential vid kanaliserad bortledning av behandlat avloppsvatten via infiltrationsdike.

Exemplet illustrerar vikten av att bortleda via mark och undvika direkt utsläpp till vattenförande dike. Med ett enkelt infiltrationsdike skapas ett effektivt skydd mot både smittspridning och tillförsel av gödande fosfor till recipient. Bortledning via infiltrationsdike utformat enligt exemplet ger motsvarande fosforrening som uppnås med kemisk fällning eller fosforfilter. För befintliga markbäddar och minireningsverk kan en komplettering med infiltrationsdike således vara en god investering som ger ett effektivt och säkert skydd.

4.2 Bedömning av retentionspotential enligt förenklingsmetoden

Denna metod föreslås i fall där man saknar detaljerad information om de platsgivna förutsättningarna och om den anläggning som ska prövas eller då man vill ha en snabb och översiktlig bild om risk för påverkan på en viss recipient. Det kan till exempel handla om att ange storleksordningen av den mängd fosfor som befintliga enskilda avloppsanläggningar inom ett avrinningsområde bidrar med till en vattenförekomst.

Med förenklingsmetoden har de komplexa samband som bestämmer markekosystemets retentionspotential och risk för påverkan på grundvatten och ytvatten sammanfattats i tre olika landskapstyper. Dessa landskapstyper representerar huvuddelen av naturförhållandena i Sverige och omfattar även ytterligheter från kustens klipplandskap till inlandets skogslandskap.

De tre studerade landskapstyperna är kustens klipplandskap med en karg skärgårdsmiljö, ett jordbrukslandskap med en mosaik vad avser växtlighet och jordar samt ett renodlat skogslandskap, som vanligen är etablerat på en tjock morän, det vill säga en heterogen jord men med begränsad

lokal variation av jordarter. Landskapstyperna används som en visuell indikator för egenskaper viktiga för självrening och som ofta påträffas i respektive landskapstyp.

Inlandets skogslandskap

Inlandets skogslandskap uppvisar vanligen goda förutsättningar för självrening. Ovanför högsta kustlinjen (HK), det vill säga områdena som aldrig varit översvämmade efter senaste istiden, medför inslaget av finare kornstorlekar i ytliga lager av morän många aktiva ytor för avskiljning av både fosfor och smittämnen. Preferentiella flödesvägar på grund av större block medför dock att hela ytan inte nyttjas fullt ut. Näringsutlakning via nederbörd medför att fosfor vanligen är ett bristämne för optimal produktion av fisk i ytvatten, vilket innebär att fosfor ofta behöver tillföras. Undantagna är öringvatten och liknande med krav på jungfruliga förhållanden i fjällvärlden. Den låga befolkningsdensiteten medför ofta minimal, om alls någon, smittrisk inom stora områden av skogslandskapet. Grundvattnets transporthastighet är ofta måttlig till låg, vilket minimerar smittspridningsrisken. Även nedanför högsta kustlinjen föreligger ofta goda förutsättningar för självrening i skogslandskap, även om avsaknaden av finare jordpartiklar i ytlig morän som varit utsatt för havets svallning till en del minskar kapaciteten för självrening. Det kan även förekomma lokala områden med storblockig, lucker morän med snabbare vattenflöde, dock inte så höga flöden som vid karstberggrund (se vidare under Kustens klipplandskap nedan).



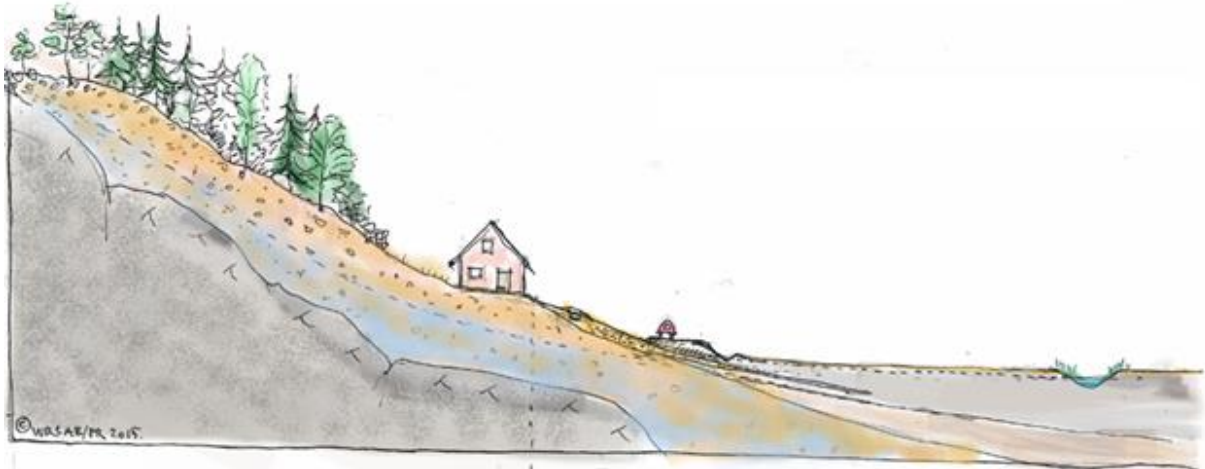
Figur 15. Inlandets skogslandskap har både jord och träd som effektivt renar avlopp. Risker för påverkan på både grundvatten och ytvatten är liten.

Jordbrukslandskapet

Jordbrukslandskapet innefattar både slätternas renodlade och mer enhetliga jordbruksbygder liksom den mellansvenska dalgångens jordbrukslandskap, som karaktäriseras av en mosaik med inslag av åker, hagmark och skog. Landskapet kan vara småkuperat förutom på jordbrukslätterna. Utanför slätterna kan växtlighet och jordart variera kraftigt inom ett begränsat geografiskt område och kan även i djupled inkludera flera olika jordarter med vitt skilda förutsättningar för självrening av avlopp, både vad beträffar smittavdödning och avskiljning av fosfor.

Ofta ligger bebyggelsen på högre liggande fastmark med åkermarker nedanför. Infiltrationer är placerade med utsläpp i friktionsjordar som moräner som ofta överlagras med lera längre ned i dalgången. Åkerdiken och åar på slätten har sällan kontakt med grundvatten i underliggande sand eller moräner varför de sällan påverkas från ovanförliggande avlopp.

Potentialen för självrening av avlopp är ofta mycket god. Dessutom har man ofta möjlighet att väsentligt öka självreningens effektivitet enbart genom att flytta avloppsanläggningens utsläppspunkt en kortare sträcka i horisontalled, ibland även genom att välja utsläppspunktens djup i marken.

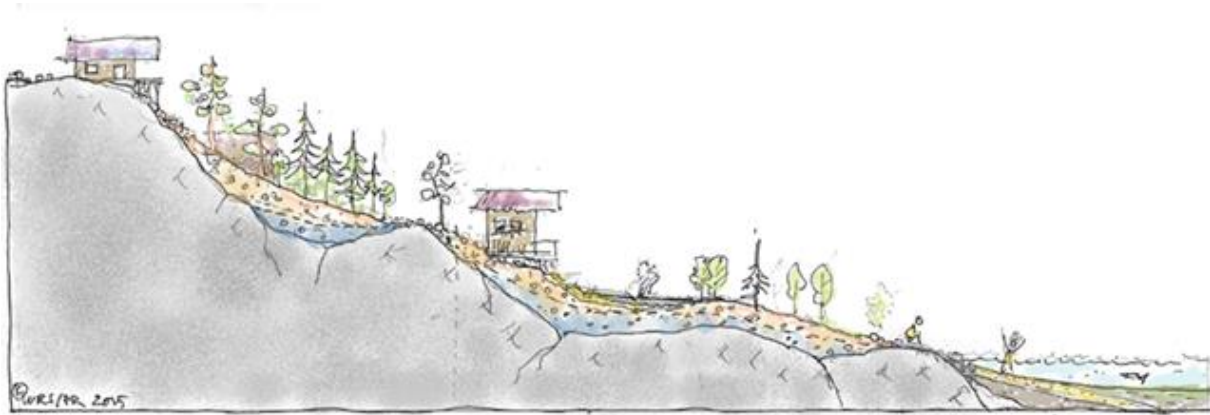


Figur 16. Jordbrukslandskap med små avlopp har goda möjligheter till självrening. Avloppen är typiskt utformade som infiltrationer med utsläpp i friktionsjord som längre ned överlagras med skyddande lera. Åkerdiken och åar på slätten påverkas därför sällan från ovanförliggande avlopp.

Kustens klipplandskap

Kustens klipplandskap kan vara en karg skärgårdsö eller fastlandets kustlandskap. Det karaktäriseras av nakna klippor eller endast tunna jordlager. Därför är markens bidrag till självrening ofta starkt begränsad i dessa områden. Det kan dock finnas mindre eller större fickor med jord som ibland kan utgöra en lämplig plats för behandling av till exempel BDT-vatten, samtidigt som den regelbundna tillförseln av sötvatten kan berika lokalen bland annat genom att öka den biologiska mångfalden. Sötvatten kan innehålla upp till 500 mg klorid/L medan hushållsspillvatten vanligen har en kloridhalt lägre än 100 mg/L (VVS-Fabrikanternas råd 2015). Berggrundens egenskaper är mycket viktiga i den här typen av terräng, eftersom grundvattenbildningen nästan helt sker i svackor i berget. Här finns även de små grundvattenreservoarerna då jordens porositet är så väldigt mycket större än berggrundens. Det kan dock finnas stora risker med att infiltrera avloppsvatten i de jordar som finns i kustlandskapet då dessa kan vara viktiga lokaler för grundvattenbildning.

Självrening fungerar vanligen bra i jordfickor på en solid berggrund av granit eller gnejs med få sprickor och där utströmningsområdet avbördar grundvattnet till havet. Däremot kan smittämnen och andra ämnen i avloppsvatten spridas hundratals meter både vertikalt och horisontellt i sprickor. Det är därför mycket viktigt att beakta jordlagrens mäktighet och egenskaper. På karstberggrund med omfattande sprickförekomst, som till exempel på Gotland bör infiltration inte användas. Mycket höga krav behöver ställas på avloppshantering om avståndet mellan anläggning och ytvatten är kort, några tiotal meter.



Figur 17. Kustens klipplandskap kräver ofta sorterande avlopp på grund av bristande möjligheter till självrening och risk att förorena dricksvattentäkter.

Grafer över fosforavskiljning i de olika landskapstyperna

Mängden kvarvarande fosfor i avloppsvatten avtar succesivt vid självrening i mark. Som diskuterats ovan är självreningen effektivast i själva anläggningen och i området närmast nedströms anläggningen. Längre bort från anläggningen minskar effektiviteten bland annat genom att avloppsvattnet späds ut med annat vatten och att vattnet tenderar att söka sig till dräneringsstråk.

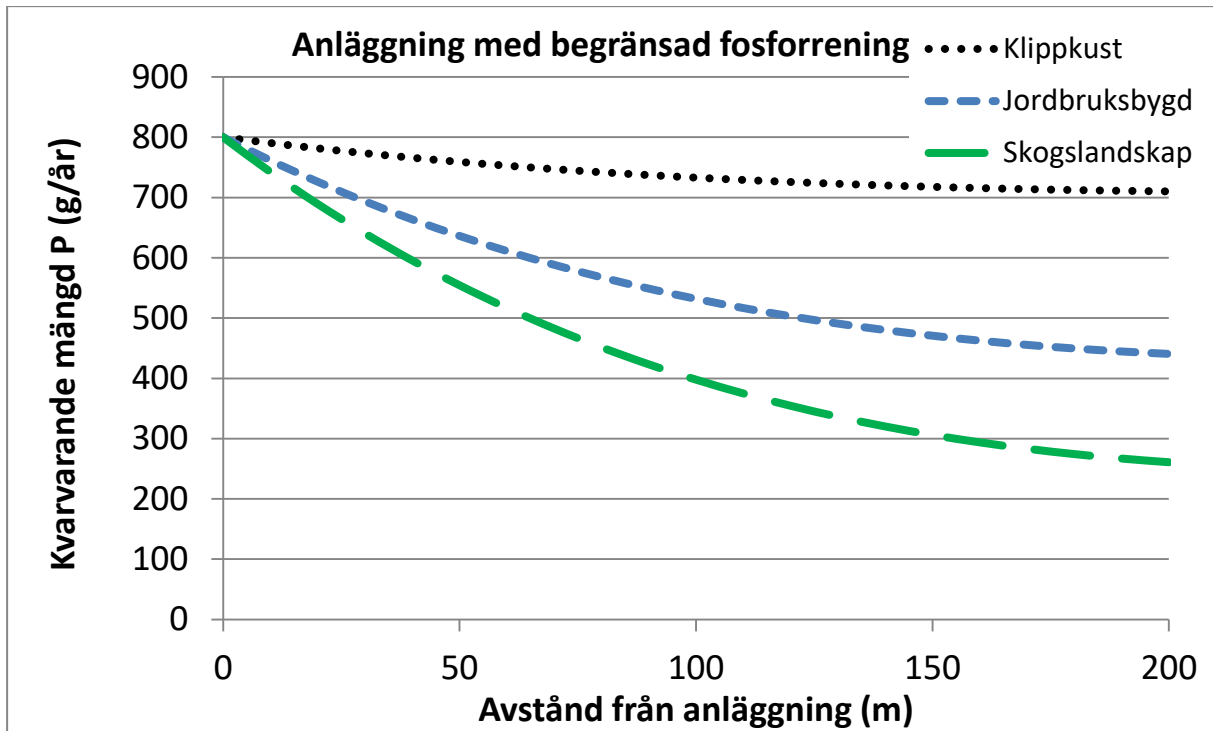
I graferna i figur 18 och 19 visar förväntad självrening av fosfor vid utsläpp av blandat avloppsvatten från ett hushåll. Figur 18 visar fosformängden i avloppsvattnet efter enbart förbehandling med slamavskiljare och hur självreningen minskar kvarvarande fosformängd i vattnet under passagen i jordar typiska för de tre landskapstyperna. Figur 19 visar på motsvarande sätt självreningens förlopp där avloppet behandlats i en markbaserad anläggning enligt svensk praxis, infiltration eller markbädd utan tät botten.

Kurvorna bygger på de retentionsklasser och avståndsklasser som redovisas i kapitel 3.4. Följande avståndskoefficienter användes:

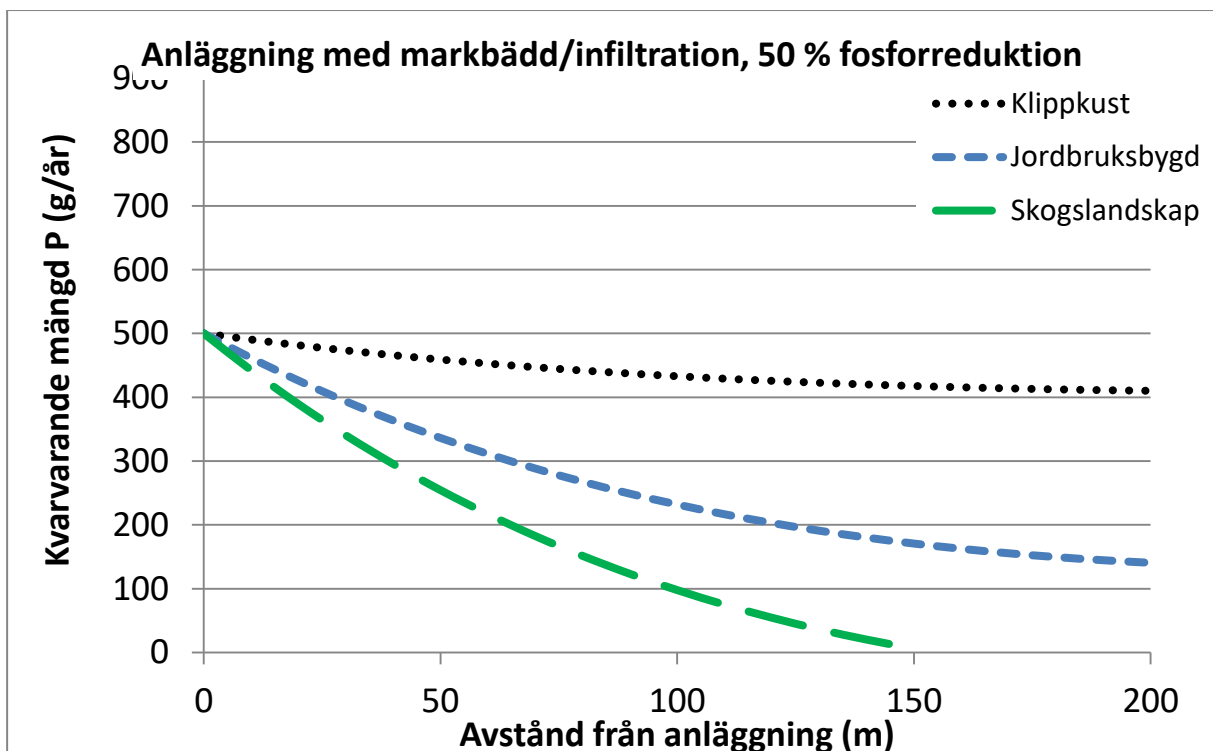
- 0-20 m = 1
- 20-100 m = 0,75
- > 100m = 0,5

Detta baseras på norska och svenska data (Bioforsk 2014, Brink 1968). En exponentiell kurvfunktion anpassades till avståndskoefficienterna, baserad på basen i naturliga logaritmer upphöjd till -0,004 multiplicerad med avståndet från anläggningen. Produkten multiplicerades med jordartens retentionsklass, där skogslandskapets jord erhöll retentionsklass 6, jordbruksbygdens jord erhöll retentionsklass 4 och klippekustens jord retentionsklass 1. Dessa beräknades utifrån uppgifterna i tabell 12. Härvid antogs att en befintlig anläggning med okänd storlek och spridning anses sprida vattnet på en 5 m lång sträcka parallellt med höjdkurvorna. En anläggning enligt svensk standard är 12-15 m lång men behöver inte vara placerade exakt tvärs marklutningen. Dessutom är spridningen sällan över hela längden. Fem meter valdes därför som en konservativ siffra.

Beräkningarna för skogsbygdens retentionsklass blir $1,2 \times 5 \text{ m} = 6 \text{ g/m}$ och år, jordbruksbygdens $0,8 \times 5 \text{ m} = 4 \text{ g/m}$ och år samt klipplandskapets retention $0,2 \times 5 \text{ m} = 1 \text{ g/m}$ och år. Därefter räknades retentionen ut för olika avstånd och subtraherades från avloppsvattnets totala innehåll av fosfor efter passage av slamavskiljare (Figur 18) respektive markbädd (Figur 19).



Figur 18. Kvarvarande mängd fosfor i avloppsvattnet efter utsläpp till mark från ett hushåll från anläggning med bristfälligt grundskydd (enbart slamavskiljare).



Figur 19. Kvarvarande mängd fosfor i avloppsvattnet efter utsläpp till mark från ett hushåll med markbaserad anläggning.

Nedan redovisas några enkla räkneexempel för att förklara hur graferna används.

Exempel 4

Skogslandskap, anläggning motsvarande uppfyllt grundkrav (markbädd/infiltration). Utlopp placerad i morän, retentionssträcka 100 m.

- Läs av 100 m på kurva för "skogslandskap" i graf i figur 19.
- Mer än 90 % sammanlagd reduktion av fosfor (avskiljning och retention) kan förväntas (Bruttobobelastningen från ett hushåll är 1000 g, kvarvarande mängd 100 g).
- Skydd mot ytvatten motsvarar hög skyddsnivå.

Exempel 5

Jordbrukslandskap. Anläggning med bristfällig rening (uppfyller ej grundkrav). Utlopp placerad i svallsand på morän som nedåt överlagras av ler där en å flyter. Avstånd till å mer 200 m.

- Förutsatt hydraulisk förbindelse finns mellan avloppsvattnet och ån; läs av 200 m på kurva för "jordbrukslandskap" i graf i figur 18.
- Högst 50% av utsläppt fosfor kan nå vattendraget. Avloppsvattnet tar sig dock sannolikt inte fram till ån eftersom det inlagras i friktionsjorden under leran.
- Risken får att ån påverkas av utsläpp är mycket liten.

Exempel 6

Klippkust. Befintlig anläggning byggd under 90- talet enligt svensk standard. Utlopp i morän ca 200 m från havsvik.

- Läs av 150 m på kurva för "klippkust" i graf i figur 19.
- Sammanlagd reduktion (anläggning och retention) uppgår till ca 60 %
- Anläggningen kan bidra till övergödning (400 g utsläpp av fosfor per år).

5 Tillämpning av verktyget - fallstudier

Verktygets tillämpning för bedömning av självrening har testats på några typexempel, som i grunden utgör ansökningar som inkommit till olika miljökontor. Typexemplen ligger i olika landskapstyper beskrivna ovan.

Potentialen till självrening vid olika jordarter, geologiska och hydrologiska förhållanden bedömdes för typexemplen. Typexemplen är aktuella ärenden på fastigheter med små avlopp, som handlagts av olika kommuners miljökontor. Huvudfrågan studerad här är huruvida beaktande av självrening för fosfor och smittämnen leder till annan bedömning av krav på avloppsanläggningens prestanda än om självrening inte beaktas utan man istället förutsätter att utsläppspunkten är i ett vattenförande dike eller annat ytvatten i likhet med utsläppspunkterna från kommunala reningsverk.

Följande fyra typexempel presenteras som fallstudier:

1. Villafastighet i kustens klipplandskap.
2. Villa i en mellansvensk dalgång.
3. Fritidsby i inlandets skogslandskap.
4. Bedömning av recipientpåverkan från bebyggelseområde.

5.1 Fallstudie 1 – Villafastighet i kustens klipplandskap

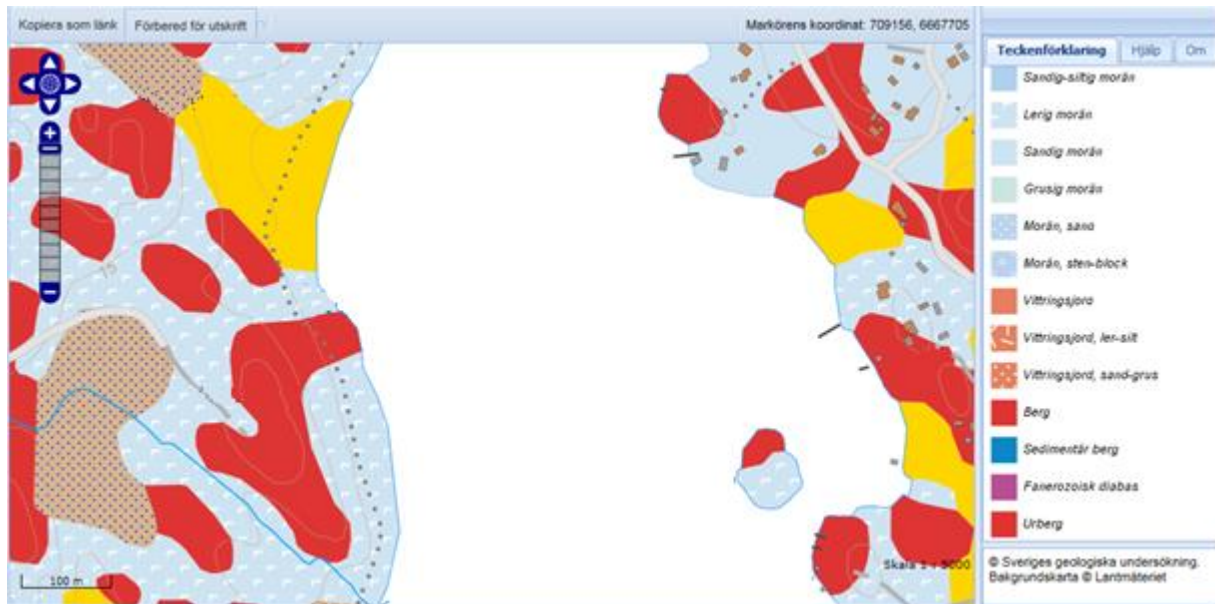
Den första fallstudien är en planerad åretruntbostad med gästhus i Svealands skärgård med dess karaktäristiska klipplandskap med kala bergknallar och däremellan på många ställen tunna jordlager (Figur 20 och 21). Berggrunden utgörs av granit och gnejs med mycket begränsad sprickbildning.

Husen är ännu inte byggda men planeras att uppföras på en bergknalle 15 m över havsytan, alldeles utanför strandskyddslinjen, som går 100 m från en havsvik av Östersjön. Viken har problem med övergödning och syrefattiga förhållanden, vilket medför att god ekologisk status inte uppnås 2015 (VISS 2014). Den har betydande påverkan från diffusa utsläpp av fosfor från tre källor: urban markanvändning, jordbruk samt små avlopp. Kan man ge tillstånd att bygga en förstärkt infiltrationsanläggning med pumpbeskickning, som fastighetsägaren föreslår, för att ta hand om fastighetens avlopp?

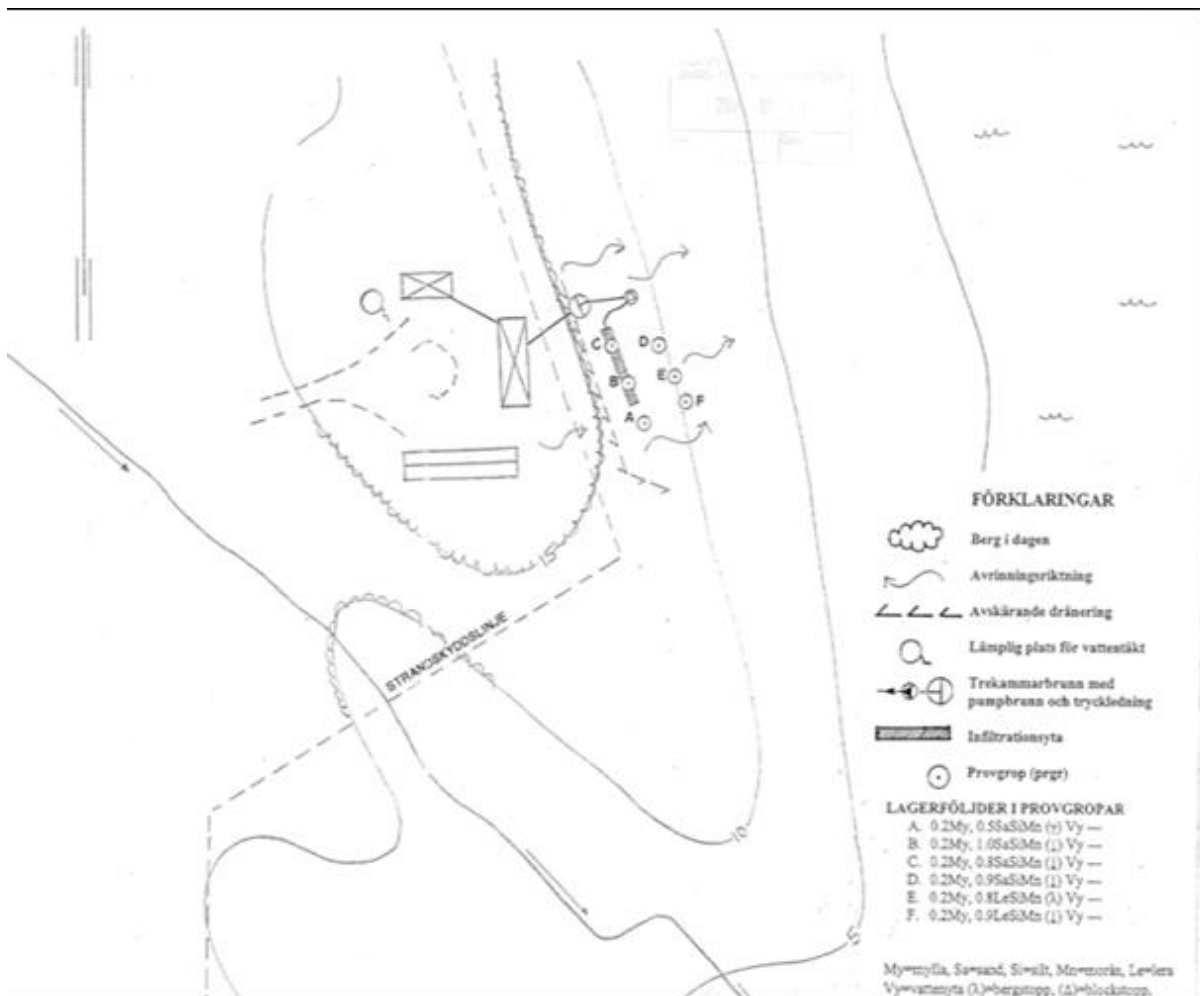


Figur 20. Karta över kustlandskap vid den aktuella viken, Östersjökusten.

Jordartskartan visar att marken består av många kala bergknallar med mellanliggande områden med morän, ibland överlagrat av kärrtorv (Figur 21). De tunna jordlagren och bergknallarna medför att större delen av tomten är olämplig för infiltration. Ett undantag är slänten ner mot viken, ost om bergknallen för planerade byggnader. Protokollet från grävning av provgropar visar att marken upptill består av en sandig silt och längre ner i slänten mot viken är marken en lerigare silt. Analyser visar att den bör klara att infiltrera upp till 20 L/m² och dygn efter förstärkning med minst 0,3 m markbäddssand. Den jämförelsevis låga kapaciteten att infiltrera vatten samt att två bostäder planeras medför att en 60 m² stor markbädd/ infiltrationsanläggning föreslås för att ta hand om avloppsvattnet från båda husen (Figur 22). Grundvattenreservoaren kan knappast skadas i detta fall eftersom grundvattenflödet naturligt går mot viken, så området närmast viken bidrar knappast till grundvattenbildningen.



Figur 21. Jordarter vid villafastighet i kustens klipplandskap. Skala ca 1:5000 (SGU 2014).



Figur 22. Situationsplan över förslag till avloppsanläggning vid villafastighet i kustens klipplandskap.

Mängden avskild fosfor i infiltrationsanläggningen/markbädden kan med utgångspunkt från beräknas genom att multiplicera en jordartsberoende reningsfaktor med mängd jord som deltar i reningen. Den tilltänkta anläggningen är 20 meter lång och 3 meter bred och bedöms ha ett medeldjup (till berg) om 1,3 meter. De uppskattade djupet till berg baseras på grävda provgropar inklusive föreslagen höjd på förstärkning med 0,3 m markbäddssand. Den totala volymen jord i anläggningen som deltar i inbindning av fosfor är således 78 m^3 . Den jordartsberoende reningsfaktorn är okänd men antas vara normal för svenska jordar och sätts till $350 \text{ g fosfor/m}^3 \text{ jord}$. Denna siffra är konservativ och baseras på den genomgång som redovisas i avsnitt 3.2.

Mängden fosfor som kan bindas in i infiltrationsanläggningen beräknas till drygt 27 kg ($350 \text{ g fosfor/m}^3 \text{ jord}$ multiplicerat med 78 m^3). Med ansatt livstid om 50 år uppgår den årliga reduktionen av fosfor i anläggningen till 540 g.

Eftersom berg påträffades i två av de sex provgroparna är det inte möjligt att utnyttja en större jordvolym under anläggningen. Däremot kan marken mellan anläggningen och närmsta ytvattenrecipient bidra till självrening av fosfor. Detta avstånd är 83 m (Figur 22). För att beräkna retentionen används beräkningsmetoden. Baserat på den geologiska informationen och grävda provgropar sätts retentionsklassen till C, det vill säga $0,8 \text{ g fosfor/m}^2 \text{ och år}$ (tabell 10 avsnitt 3.5). Beaktat avståndskoefficienter kan följande retention beräknas:

Område 1. (från 0-20 m) $\Rightarrow 20\text{m} \times 20\text{m} = 400 \text{ m}^2 \times 0,8 \text{ g fosfor/m}^2 \text{ och år} = 320 \text{ gram fosfor per år}$.

Område 2. (från 20 m stranden) $\Rightarrow 20\text{m} \times 63 \text{ m} = 1260 \text{ m}^2 \times 0,8 \times 0,75 = 756 \text{ gram fosfor per år}$.

Mängden fosfor som reduceras via markretention är således i ungefär 1 kg per år.

Anläggningen är dimensionerad för två hushåll varför den bedöms bli belastat med 2 kg fosfor per år. Av denna belastning beräknas alltså 1,5 kg reduceras genom rening i anläggning och retention i mark. Den totala reningseffekten av fosfor över tid (50 år) är således cirka 75 %.

Vad det gäller smittrisk så exponeras varken människor eller djur för obehandlat avloppsvatten från den planerade anläggningen. Avståndet till närmsta brunn är 400 m så med tanke på jordarten och begränsat med sprickor i berggrunden så bedöms smittskyddet även till dricksvattnet som säkerställt. Den aktuella fastigheten har ingen brunn men avser att borra en egen brunn. För att undvika risk för smittspridning är det viktigt att brunnen placeras på tillräckligt avstånd uppströms avloppsanläggningen samt att man beaktar att pumpning kan komma att ändra den naturliga flödesriktningen.

Slutsatsen som kan dras är att den föreslagna avloppslösningen med förstärkt infiltration och självrening ger ett mycket bra miljöskydd under 20-25 år men långsiktigt (>50 år) inte klarar krav motsvarande hög skyddsnivå. Man kan konstatera att anläggningen är resurssnål men att förutsättningar för något egentligt kretslopp inte skapas. Kommunen som byggt upp ett särskilt system för kretsloppsanpassad hantering av klosettwater rekommenderar fastighetsägaren att använda sorterande toalettssystem. Andra alternativa åtgärder för fosforrening som till exempel kemisk fällning bedömdes däremot inte miljömässigt och ekonomiskt motiverade.

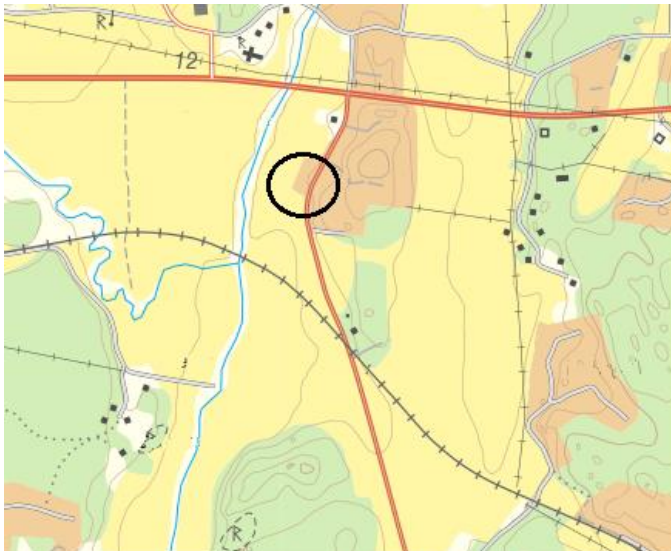
5.2 Fallstudie 2 – Villa i jordbrukslandskap

Fallstudie 2 är en villafastighet i en gruppbebyggelse i en mellansvensk dalgångs jordbrukslandskap. Den studerade villan ligger närmast en å av ett 30-tal villor. Fastigheten har en upphöjd infiltrationsanläggning från 2000. Anläggningen är placerad på moränmark. Avståndet till närmsta ytvatten, en å, är ca 100 m. Mellan anläggningen och ån är det lera. Ån har otillfredsställande ekologisk status enligt VISS (2014b). Kan utloppsvatten från infiltrationsanläggningen påverka åns näringsstatus eller utgöra en smittrisk?

Topografiska kartan i figur 23 visar på cirka fem meters nivåskillnad från infiltrationsanläggning till ån. SGU:s jordartskarta, figur 24, visar att anläggningen ligger på gränsen mellan glacial lera och morän. Eftersom det vid platsbesök konstaterades att anläggningen ligger på morän, så kommer vattnet att infiltrera ner mot grundvattnet. Behandlat avloppsvatten kommer alltså inte att rinna uppe på eller via leran ner till ån utan leran kommer snarare att fungera som en barriär och förhindra att behandlat avloppsvatten tränger fram till ytvattnet i den närbelägna ån, som rinner uppe på mäktiga lerlager. SGU:s jorddjupskarta indikerar 5-20 m tjockt jordlager inkluderande lera samt jordar med grövre partiklar ovanpå underliggande berg. Vattnet från infiltrationsanläggningen rinner alltså inte ut i ån, eftersom den inte grävt sig ner till de vattenförande lagren under leran. Istället förväntas det infiltrerade vattnet rinna ut i någon nedströms belägen sjö. Det mesta av fosfor i infiltrerat vatten har under transporten i marken sorberats till markpartiklar. Transporttiden i marken kan i detta fall röra sig om många år.

Hur skulle hotbilden för att fosfor når den känsliga ån se ut ifall infiltrationsanläggningen hade legat på leran några tiotal meter närmare ån istället för på moränen? Det finns två möjligheter i detta fall, antingen placering på glacial lera eller på den lite längre bort belägna postglaciala leran. Infiltration i finkorning jord medför långa uppehållstider och god avskiljning av fosfor genom bland annat sorption av fosfat till positivt laddade lerpartiklar. Den långa uppehållstiden medför även en effektiv avdödning av smittämnen. Om torksprickor bildats ökar vattenbortledningen markant, men torksprickor bildas inte under en infiltrationsanläggning i drift eftersom den hela tiden tillförs vatten. Vid infiltration i glacial lera, kan lerlagren vara varvade av lager med grövre partiklar såsom mjäla och möjligen mo, som leder bort vatten snabbare än lera. Transporttiden till ån blir troligen många år, det vill säga med mycket god marginal till riktvärdet på 75 dagars uppehållstid, så någon risk för smittspridning till ån förekommer inte. Inte heller föreligger någon risk att fosfor ska föras ut i ån från infiltrationsanläggningen även om vattnet främst rinner i molager. Detta eftersom 100 m mo med god marginal klarar att sorbera fosfor från infiltrationsanläggningens vatten från ett hushåll för överskådlig tid (50 år eller mer).

Slutsatsen är att nuvarande avloppslösning med förstärkt infiltration inte medför någon risk för eutrofiering av den närbelägna ån. Alternativa placeringar av markbädd/infiltration på intilliggande lera förväntas inte heller medföra eutrofiering av ån så länge allt vatten infiltreras. Nuvarande anläggning medför att en del växtnäring utnyttjas av närstående träd.



Figur 23. Bakgrundskarta för villa i en mellansvensk dalgång. Copyright © Lantmäteriet.



Figur 24. Jordarterna postglacial lera, glacial lera och morän vid villafastighet (markerad med ring) i en mellansvensk dalgång (SGU, 2014).

5.3 Fallstudie 3 – Fritidsby i inlandets skogslandskap

Fallstudie 3 är en anläggning för vintersport och fiske i det fjällnära skogslandskapet i inlandet. Stugbyn i figur 25 består av ett 30-tal vinterbonade fritidsstugor med konventionellt avlopp med WC ansluten. Avloppsvattnet leds till slamavskiljare och sedan till den ena av två upphöjda infiltrationsanläggningar, se figur 26, som har byggts ca 1 km från en å med ett viktigt bestånd av öring och harr. Den årliga belastningen till anläggningen beräknas från schablonsiffror och belägningsstatistik till ca 8 kilogram fosfor per år. Kan utloppsvatten från infiltrationsanläggningarna påverka åns näringsstatus och fiskebestånd?

Karttäckning och upplösning på befintliga kartor över fjällkedjan är sämre än för resten av Sverige. Jordartskartan visar en bergknalle nordost om anläggningen med vittringsjord ovanpå samt att marken utgörs av sandig morän som övergår i backlandskap och sedan älv sediment närmast ån, se figur 27. Vattnet kan sannolikt infiltreras effektivt i området vilket även indikeras av att fastighetsköparen som aldrig sett ytvatten i den utgrävda sänkan uppströms vid anläggningens ända. Sänkans botten ligger 1,2 m under spridarrörens horisont, som leder in avloppsvatten i infiltrationsanläggningen. Markens lutning är ca 5 % uträknat från figur 26 och det tillsammans med aktuell jordart medför att det är osannolikt att grundvattenytan är markant upphöjd under

infiltrationsanläggningen. Högsta grundvattenytan står följaktligen åtminstone 1,2 m under markbäddens tilloppsledning. Det torde inte under någon del av året finnas någon risk för direktkontakt av behandlat avloppsvatten med grundvatten.

Det finns inga dricksvattenbrunnar nedströms. Ett biflöde till ån 800 m bort är trolig ytvattenrecipient för grundvattnet, se figur 28.

Kapaciteten för fosforavskiljningen i bädden kan på samma sätt som beskrivs för fallstudie 1 beräknas till ungefär 140 kg (400 m jord x 350 g fosfor/m³). Retentionen efter utsläppet bedöms enligt beräkningsmetoden. Retentionsklass D från tabell 10 används (1,2 g fosfor/m² och år).

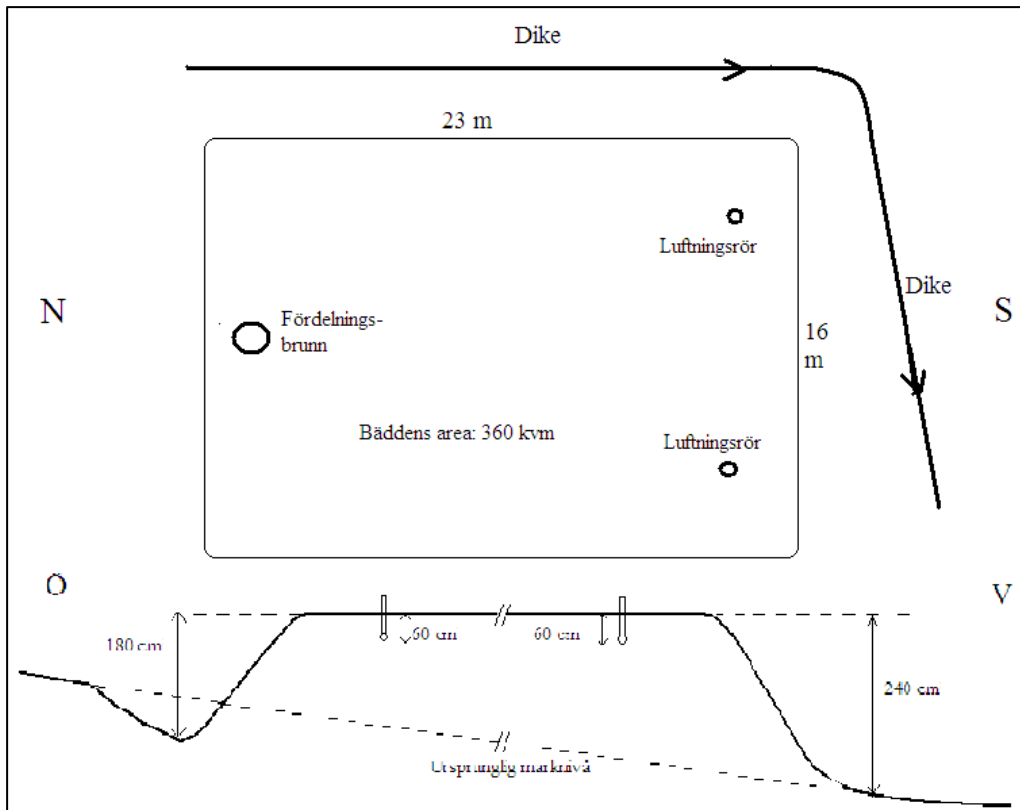
Retentionsområde 1. (från 0- 20 m)	=> 16m x 20m = 320 m ² x 1,2 g P/ m ² xår => 380 g P/ år
Retentionsområde 2. (20-100 m)	=>16m x 80m = 1280 m ² x 1,2 x 0,75 =>1150 g P/ år
Retentionsområde 3 (100-800 m)	=> 16m x 700m = 11200 x 1,2 x 0,5 = 6720 g P/ år
Sammanlagt retention	= drygt 8 kg fosfor per år.

Under vattnets filtrering genom reningsbädden och i den mättade zonen under transporten från anläggning till utströmningsområdet 800 m nedströms avskiljs all fosfor under överskådlig tid (> 50 år) med god marginal. Deras biologiska filtreringen i bädden tillsammans med den långa uppehållstiden i marken (flera år) innebär att smittämnen effektivt avdödas. Det föreligger därför ingen risk för att utströmmande vatten från infiltrationsanläggningen ska påverka åns näringsstatus eller dess fiskebestånd och inte heller dess mikrobiologiska vattenkvalitet.

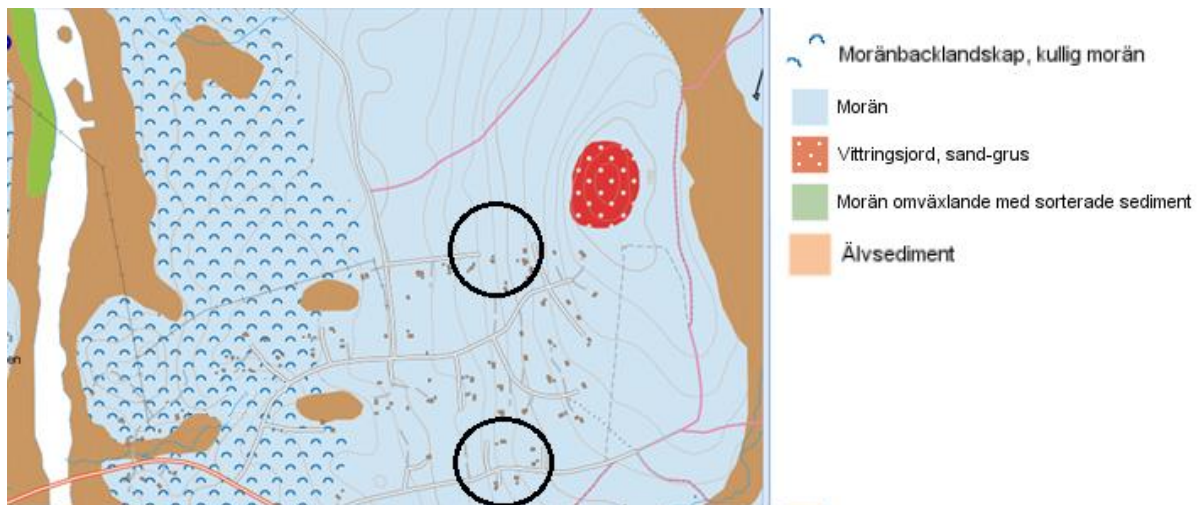
Slutsatsen är att nuvarande avloppslösning med upphöjd och förstärkt infiltration inte medför någon risk för eutrofiering eller smittspridning vare sig lokalt eller längre bort så länge anläggningen fungerar rent hydrauliskt. Livslängden säkras genom att slamavskiljarna töms regelbundet för att förhindra slamflykt som kan sätta igen infiltrationen. Anläggningen medför att en del växtnäring utnyttjas av närstående träd.



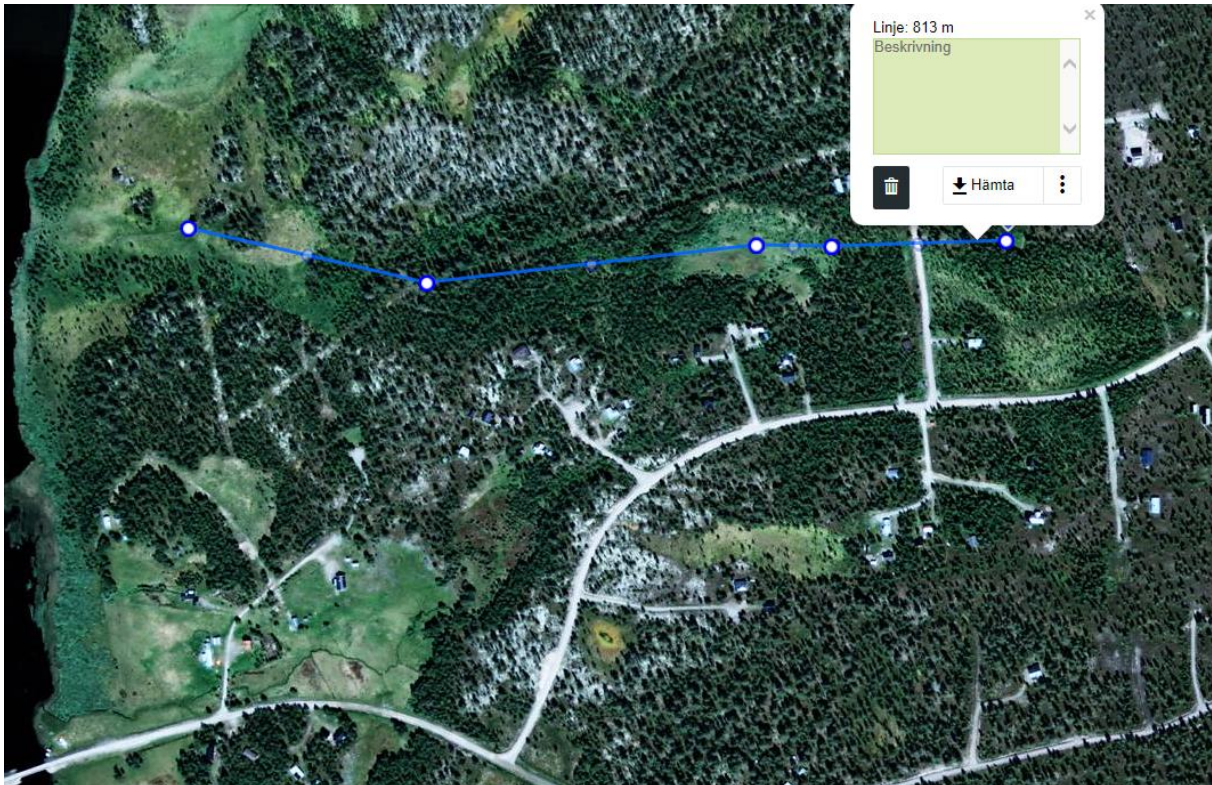
Figur 25. Fritidsby i inlandets skogslandskap. Riksantikvarieämbetet, 2014.



Figur 26. Norra anläggningens upphöjda infiltrationsanläggning som betjänar 8 stugor vid fritidsby i inlandets skogslandskap.



Figur 27. Jordarter vid fritidsby i inlandets skogslandskap. Ringarna markerar Norra och Södra anläggningarnas läge. Ungefärlig skala 1:15 000. SGU 2014. Den vita färan är själva recipienten till vänster i bild.



Figur 28. Vattnets förväntade färdväg och kortaste avstånd från fritidsbyns Norra infiltrationsanläggning till dess ytvattenrecipient, ett biflöde till ån som är vattenförekomst. Eniro 2015.

5.4 Fallstudie 4 – Bedömning av recipientpåverkan från bebyggelseområde

Detta fall bygger på en studie som genomförts av olika källors bidrag inom ett avrinningsområde där vattendragen är kraftigt näringspåverkade. I området som ligger söder om Stockholm, är merparten av bebyggelse anslutet till kommunalt VA. Här och var finns dock bebyggelseområden där hushållen har enskilda lösningar för vatten och avlopp. Hur mycket fosfor bidrar de enskilda avloppen med från dessa områden med till vattenområdet? I exemplet nedan visas hur verktygets förenklingsmetod kan användas för att besvara denna fråga.

Området som studerats i detta typfall kallar vi "Solbacken". Området ligger insprängt i en söderslutning i kanten mot en av de större åarna i vattensystemet. Solbacken var ursprungligen tänkt som ett fritidsområde men flera fastigheter har under senare år omvandlats till permanentboende. Samtliga hus ligger en bit upp på fastmark (tunna moräner och leror på urberg) ovanför den flacka och fuktiga marken i dalgångens mitt, se figur 29.

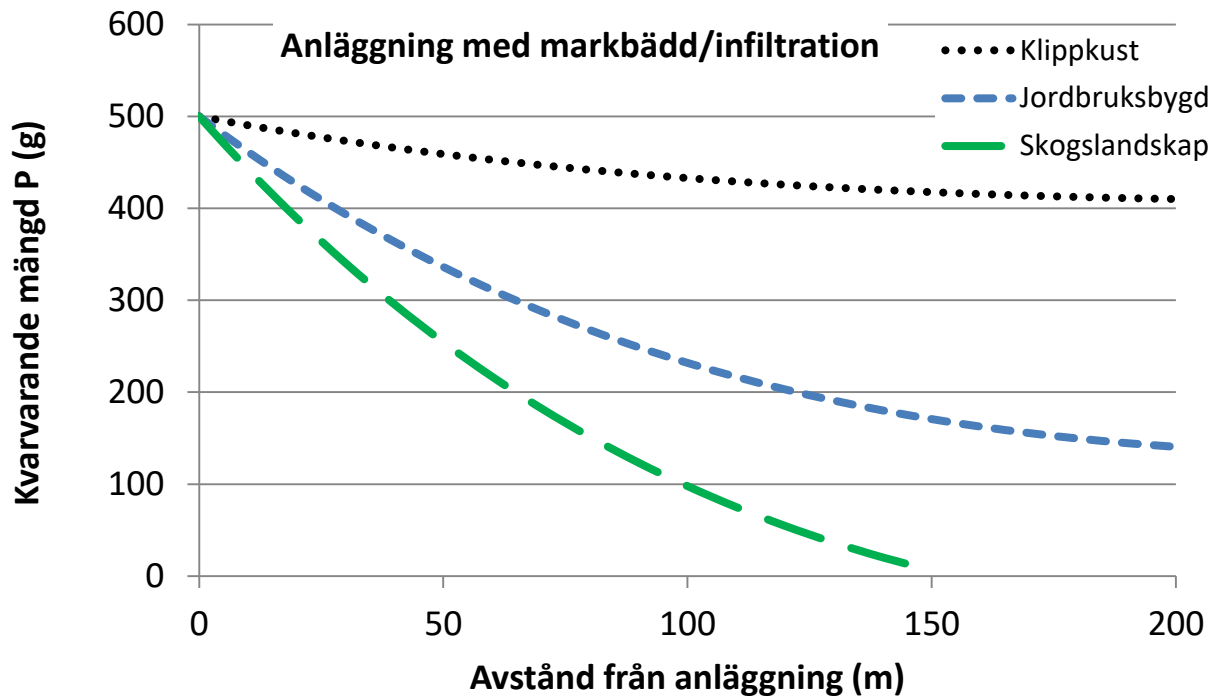


Figur 29. Området ligger insprängt i en söderslutning ned mot en av de större åarna i vattensystemet. Solbacken har både fastigheter för fritidshus och för permanentbostäder.

Bedömningen inleddes med att typ av avlopp och boende kartlades. Uppgifter erhöles från miljökontorets register och fastighetsregistret samt slamentreprenörsregister om avloppsbrunnar. Av områdets 32 fastigheter var 10 stycken obebyggda. Endast sex hushåll hade tillstånd för WC och BDT, övriga hushåll hade enbart BDT-vatten eller uppsamling av allt avloppsvatten till slutna tank. Kommunen som utfört tillsyn i området har noterat att samtliga reningsanläggningar är markbaserade med infiltration till mark. Vid tillsyn hade inga indikationer på funktionsfel noterats, till exempel lukt eller försumpning.

För att beräkna sammanlagd belastning grupperades anläggningarna i typ av avlopp (WC+BDT respektive endast BDT). För att förenkla bedömningen antogs att alla hushåll beboddes permanent och av en normalfamilj. Mängden fosfor till avlopp beräknades från schablonsiffror till 7,5 kg per år (SMED 2014). Reningseffekt sattes till 50 % vilket är den bedömning som görs av SMED för fungerande infiltrationer. Den totala fosforbelastningen ut från anläggningarna i området kunde således beräknas till knappt 4 kg per år.

För att bedöma retentionen grupperades anläggningar efter typ och hur långt de var belägna från ån. Anläggningar som belastades med WC-avlopp låg samtliga, utom en anläggning, mer än 150 m från ån. Övriga anläggningar låg spridda i området, den närmaste anläggningen låg 30 m från ån. Avläsning av kvarvarande fosfor efter utsläpp från anläggningarna avlästes i verktygets retentionsdiagram, figur 30. Eftersom området ligger i en typisk mellansvensk dalgång användes kurvan för "jordbruksbygd".



Figur 30. Kvarvarande mängd fosfor (P) i avloppsvattnet efter utsläpp av avloppsvatten till mark från ett hushåll med markbaserad anläggning.

Efter avläsning av de olika grupperna av avloppsanläggningar enligt diagrammet konstaterades att i stort sett all fosfor som släpps ut från anläggningarna kvarhålls i markekosystemet på väg ned mot ån i dalgångens mitt, se tabell 13, där fosforutsläpp till ån beaktat antal avlopp av olika typer, reningseffekt i anläggning samt fastläggning av fosfor i mark (markretention).

Efter avläsning av de olika grupperna av avloppsanläggningar enligt diagrammet konstaterades att i stort sett allt fosfor som släpps ut från anläggningarna kvarhålls i markekosystemet på väg ned mot ån i dalgångens mitt, se tabell 13, där fosforutsläpp till ån beaktat antal avlopp av olika typer, reningseffekt i anläggning samt retention av fosfor i mark.

Tabell 13. Fosforutsläpp i ån

	Antal hushåll	Till anläggning (kg P/år)*	Utsläpp fr. anläggning (kg P/år)**	Retention (kg P/år)***	Till ån (kg P/år)
Från WC+BDT	6	6	3	2,75	0,25
Från BDT (Klosettvattnet till slutna tank eller kompostering)	15	1,5	0,375	0,3	0,075
Allt till slutna tank	1		0		0
Obebyggda/ingen tömning registrerad	10		0		0
Kursgård (kommunalt VA)			0		0
Summa	32	7,5	3,375	3,05	0,325

* Schablon enligt SMED 2015

** 50 % reduktion om blandat, 75 % om bara BDT (enligt SMED 2015 samt antaget från Ridderstolpe 2009)

*** Verktyg för bedömning av självrening av fosfor, förenklingsmetoden

Samtidigt konstaterades att det av hydrogeologiska skäl är mycket osannolikt att avloppsvatten från bebyggelsen över huvud taget har förbindelse med ån i dalgången. Detta då samtliga avloppsanläggningarna var placerade i friktionsjord (morän/sand) vilket innebär att det behandlade avloppsvattnet följer grundvatten som rör sig under leran där ån rinner. Den egentliga ytvattenrecipienten för avloppen kan vara utströmningsområde som ligger långt nedströms i dalgången.

Den slutsats som drogs av det studerade fallet var att avloppen som ligger i dalgången ovanför ån har ingen, eller möjligen marginell, påverkan sett till övergödning.

6 Slutsatser och diskussion

Denna studie har fokuserat framförallt på den naturvetenskapliga giltigheten i antaganden om att fosfor immobiliseras genom olika processer i marksystemet när avloppsvatten släpps ut i mark. Projektgruppen har tagit sig an den grannliga uppgiften att utifrån en litteraturstudie och djupintervjuer med sakkunniga föreslå ett verktyg för att i det enskilda fallet, kunna bedöma retentionens storlek. Tanken är att verktyget ska ge vägledning om hur anläggning och utsläppspunkt ska kunna lokaliseras för att minimera påverkan på recipienten men också för att kunna beakta naturens självrening vid kravställandet.

En viktig slutsats av projektet är att markrelaterade processer kan ge ett betydande skydd mot övergödning av recipienter. Genom ändamålsenlig utformning och lokalisering av ny markbaserad anläggning kan påverkan på recipienter reduceras väsentligt.

6.1 Slutsatser

Följande slutsatser drar projektgruppen från den genomförda studien:

- Att nyttja naturens självrening är en viktig och vedertagen princip för att skapa skydd för miljön och för människors hälsa.
- Vid prövning av små avlopp används självrening som ett viktigt skydd mot smittspridning. Principen med skyddsavstånd handlar om att skapa skydd genom att avskilja och avdöda smittämnen i grundvattnet mellan utsläppspunkt och vattentäkt. Det är rimligt att principen om självrening också ska gälla för att skydda ytvatten.
- I motsats till stora avloppsanläggningar har sällan små anläggningar utsläpp direkt till ytvatten. Möjligheter finns nästan alltid att skapa extra skydd genom utsläpp till mark. Eftersom både vattenmängder och föroreningsmängder i små avlopp är just små finns goda möjligheter att skapa effektivt skydd för ytvatten om självrening processer i mark används.
- Ökad produktion till följd av tillförsel av fosfor kan skapa oönskade effekter i ytvatten (övergödning), men ytterst sällan i mark och grundvatten.
- Marksystemet i speciellt skogsmark lider normalt brist på fosfor. Detta beror på att våra svenska jordar är naturligt fosforfattiga och att löst fosfor tenderar att bindas in till markpartiklar. Växterna har därför utvecklat effektiva mekanismer för att utvinna fosfor ur marken för växtproduktion. Genom mykorrhiza kan även tillfälliga och spridda förekomster av löst fosfor effektivt tas upp ur marken av växterna.

- Typiskt för utsläpp från små avlopp är att utsläppen är små och spridda. Därför kan självrenande processer i mark såsom fastläggning och växtupptag vara betydande även om det markområde till vilket utsläppet sker i är begränsat.
- Sammanställning av uppgifter från litteraturen där fosforinbindning och växtupptag i markekosystem kvantifierats, indikerar att en långsiktig retention sker (cirka 50 år). Vid avloppsutsläpp varierar det mellan 5-15 gram fosfor per m³ mark i normala svenska jordar.
- Verktuget förenklar komplexa sammanhang och tar höjd för osäkerheter genom att ansätta retentionskoefficienter med stora marginaler. Detta för att undvika överskattningar av markretentionen.
- Fosformängden från ett helt orenat avlopp från ett enskilt hushåll är i normalfallet maximalt 1000 gram per år. Med längre gående rening motsvarande en genomsnittlig men väl fungerande markbädd eller infiltration antas utsläppet vara i storleksordningen 500 gram per år. Under transporten i mark avskiljs ytterligare fosfor.
- I normalfallet (skogs och jordbruksbygd) kan man räkna med att vid utsläpp av blandat avlopp till markbädd eller infiltration kommer sannolikt ingen fosfor att nå recipienten om sträckan för självrening är 150 m eller längre. För att uppnå ett recipientskydd motsvarande normal skyddsnivå (70 % reduktion) räcker normalt en retentionssträcka om 75 meter. Vid utsläpp av enbart BDT-vatten från motsvarande reningsanläggning kvarhålls den utsläppta fosformängden redan efter 15-20 meter.
- Eftersom markretention av fosfor inte ingår i de belastningsmodeller som används av vattenmyndigheterna är det sannolikt att fosforbidragen till ytvatten från enskilda avlopp är kraftigt överskattade.

Med den kunskap som tagits fram i detta projekt anser vi att följande punkter bör gälla som vägledning.

För befintliga anläggningar

- Beakta alltid markretentionen vid kravställandet.
- Överväg hellre omlokalisering av utsläppspunkten än krav på fosforrening över anläggning. Bortledning via infiltrationsdike ger billigt och effektivt skydd

För nya anläggningar och vid ombyggnation:

- Utgående vatten från anläggning, även från minireningsverk, bör alltid ledas bort via mark förutsatt att grundvatten inte riskerar att förorenas.
- För att de markbaserade anläggningarna ska bli robusta och tåliga bör råd från tidigare kunskapssammanställningar, t.ex. från 2009 och 2012, beaktas.
 - För att få bästa skydd bör de läggas ytligt och längs med nivåkurvor.
 - Samt byggas som lågbelastade och med pumpbeskickning.

6.2 Diskussion

Vid prövning av små avlopp används självrening som ett viktigt skydd mot smittspridning. Principen med skyddsavstånd handlar om att skapa skydd genom att avskilja och avdöda smittämnen och andra oönskade ämnen i anläggningen samt i omättad och mättad zon, det vill säga grundvattnet. Det horisontella skyddsavståndet avser avståndet mellan utsläppspunkt och vattentäkt, inte utsläppspunkt och förmodad högsta nivå för grundvattnet. Skyddet av vattentäkter kan nås på olika sätt, till exempel genom separering av toalettavfallet, reduktion i reningssteget eller lokalisering och utformning av utsläppspunkt för minskad exponering och ökad uppehållstid för ökad reduktion.

Projektgruppen anser att det är rimligt att principen om självrening och retention i mark på motsvarande sätt också kan gälla för att skydda ytvatten. Det vill säga att såväl reduktion i själva reningsanläggningen som retentionen i omgivningen bör beaktas för att avgöra skyddsnivån på aktuell avloppsanläggning. En bedömning behöver alltid göras i det enskilda fallet och som stöd för dessa resonemang kan föreslaget verktyg med beräknings- och förenklingsmetoder användas.

När det gäller de kommunala avloppsreningsverken har frågan om kväveretention i viss mån utretts. EU-domstolen menade att där kväveretention bedöms förekomma kan verksamhetsutövaren tillgodoräkna sig avskiljningen i avloppsreningsverket och retentionen i vattenmiljön för att visa att avloppsdirektivets krav på procentuell reduktion uppnås. Projektgruppen anser att samma resonemang bör hävdas för den fosforreduktion som naturligen sker i mark och som inte innebär någon skada för miljön. Det betyder att där fosforretention bedöms förekomma ska detta beaktas vid kravställandet. Ur ett recipientskyddsperspektiv är det inte motiverat att ställa krav på långtgående fosforavskiljning (mer än 50 %) om fosfor ändå immobiliseras under vattnets transport genom landskapet.

Marginaler i verktyget

Att exakt kvantifiera retention och bedöma dess uthållighet i det enskilda fallet är i det närmaste omöjligt. Detta beror dels på processer som är beroende av en mängd komplexa faktorer som varierar från plats till plats och dels på att mekanismer i fosfors rörlighet i mark och dess kinetik i markekosystemet är delvis okända. Få studier är genomförda in situ där man följer vad som faktiskt händer med fosfor från utsläppspunkt vid anläggning till utströmning i recipient. Projektgruppen har inom ramen för detta projekt inte hittat några sådana genomförda studier som avser svenska förhållanden.

Det finns dock stor kunskap om fosfors kinetik i markväxtekosystemet i allmänhet, både för olika jordars förmåga att binda in fosfor och biotans roll i sammanhanget, till exempel vittring, jordmånsbildning, växtupptag och spridning av fosfor via förna. Denna studie har försökt beskriva och kvantifiera dessa mekanismer utifrån känd naturvetenskaplig kunskap.

För att omsätta den komplexa verkligheten till ett användbart verktyg krävs av nödvändighet förenklingar. Detta innebär att en bedömning av retentionen blir ungefärlig. För att undvika överskattningar har retentionskoefficienter i verktyget ansatts med stora marginaler. De värden som anges i verktyget är betydligt lägre, 5-10 gånger lägre, än de avskiljningsgrader vi funnit stöd för i vetenskapliga studier angående fastläggning av fosfor i mark och reduktion via växtupptag.

Även om kritik kan riktas mot de förenklingar och generaliseringar som verktyget innebär så menar vi att det ger en rättvisande bild av verkligheten. I några fall kan retentionen naturligtvis komma att överskattas men i de flesta fall är det troligast att den verkliga retentionen i mark är högre än den bedömda.

Om terrängen är fördelaktig för retention, som i skogs- och jordbrukslandskap, utgör små avlopp som ligger cirka hundra meter från strand eller utströmningsområde en obetydlig risk för övergödning.

Markbaserade anläggningar som behandlar blandat avloppsvatten kan förväntas ge övergödningseffekter om de ligger nära utströmningsområde och i terräng som är ofördelaktig för retention, till exempel tätbebyggda områden med tunna heterogena jordarter.

Små mängder fosfor per anläggning

En skillnad mellan små och stora avlopp är att små avloppsanläggningar i normalfallet inte har utsläpp direkt till ytvatten. Möjligheter finns nästan alltid att skapa extra skydd genom utsläpp till mark. Karaktäristiskt för utsläpp från små avlopp är att de är relativt små och spridda. Därför kan processer i mark såsom fastläggning och växtupptag vara betydande även om det aktuella markområdet är begränsat.

En innebörd av det faktum att utsläppen av fosfor per hushåll är relativt små och spridda är att kostnaden för extra reningssteg blir hög, i synnerhet sett till kostnaden per reducerat kilogram fosfor. Produktions- och installationskostnader samt regelbunden service och uppföljning ställs mot antal gram reducerad fosfor per avloppsanläggning. Denna studie har inte fördjupat sig i de olika reningsstegens reduktionsgrad, känslighet eller livslängd. Det vi vill uppmärksamma är att när retention i mark tillgodoräknas den sammanvägda reduktionen kan fosfor avskiljas utan några egentliga kostnader alls.

Kunskapsbehov hos myndigheter och projektörer

För att resultaten av studien och det föreslagna verktyget ska kunna användas på ett bra sätt behöver myndigheter, konsulter och entreprenörer ha viss hydrogeologisk kompetens för att i ett enskilt fall bedöma vattnets rörelse i mark och markens potential att kvarhålla fosfor.

I regel behöver inte en miljöinspektör kunna bedöma retentionspotential för alla landskapstyper. Det viktiga är att hen är bekant med relevanta markförhållandena i sin kommun, eller arbetsområden inom kommunen. Däremot är det viktigt att ha kunskap om hydrogeologiska principer för att kunna tolka landskapet, kräva relevanta underlag och kunna föra resonemang om vattnets sannolika transportvägar och transporttider på en specifik plats. I dagsläget gör miljöförvaltningarna svåra bedömningar av hur en grundvattennivå fluktuerar på en given plats. På samma sätt kan miljöförvaltningar betrakta frågan om svårigheten med att bedöma retention av fosfor. Att kvantifiera retentionen kan i vissa fall vara svårt men vi menar att det likväl går att göra kvalificerade uppskattningar.

Under åren har det skrivits många rapporter om små avlopp. När det gäller skyddsavstånd och riktlinjer för bedömningar i enskilda fall finns mycket vägledning att få via de allmänna råden 1987:6. Även rapporten *Infiltration av avloppsvatten – Förutsättningar, funktion, miljökonsekvenser ... en nordisk samrapport* som fungerade som underlag till 1987:6 ger god vägledning. Med detta sagt vill vi upplysa om att ansatser till mer nyanserade modeller utvecklas, till exempel MRA-modell för små avlopp som rör smittskydd. För dessa modeller krävs också relativt goda förkunskaper för att modelleringar och bedömningar ska bli bra. Projektgruppen ser de olika ansatserna hos angränsande HaV-finansierande projekt under 2014-2015 och modeller som också uppmärksammar frågor om retentionspotential från små avlopp som värdefulla och att en dialog om avvägningar och val i modellerna vore givande.

Miljöinspektörens roll förändras. Anläggningsanvisningarna i de allmänna råden 1987:6 kan ses som en fortsättning från en tid då inspektören förväntades ha synpunkter på en detaljerad nivå och fatta beslut om lokalisering och utformning. Idag förväntas miljöinspektören ha en mer vägledande roll och primärt bedöma risker och ange rimliga krav utifrån skyddsnivåer. Detta kräver kunskap, flexibilitet och stöd i form av vägledning och gemensamma förhållningssätt. Under den dialog som förts med tjänstemän vid några kommuner då verktyget testats har det visat sig att man sällan bedömer kostnader som kan uppkomma som en följd av krav på viss reningseffekt. Det är

projektgruppens uppfattning att detta måste göras för att kunna bedöma ekonomisk rimlighet i enlighet med miljöbalkens bestämmelse i 2 kap 7 §. Verktöget ger underlag för att göra enkla beräkningar av miljöbelastning och bedömning av ekonomisk rimlighet.

6.2.1 Vägar vidare

I samband med att HaV redovisade sitt förslag till nya föreskrifter till miljödepartementet 2013 satte man fingret på vägledningsbehovet i frågan om retention i mark. Om funktionskraven i form av procentuella reduktionstal ska användas för att minimera negativ påverkan på vattendrag behöver retentionspotentialen i området mellan utsläppspunkt och känslig recipient tas med i bedömningen. För att göra den bedömningen behövs en tydlig vägledning så att liknande fall i olika kommuner bedöms utifrån samma premisser. I och med att bedömningen ska göras i det enskilda fallet är det lämpligt med gemensamma riktlinjer och tumregler för dessa bedömningar. Denna studie ska ses som ett underlag för att åstadkomma detta.

Med tanke på att många kommuner haft svårt att enas om gemensamma principer för bedömningar anser projektgruppen att en vägledning om retentionspotential i första hand bör komma från HaV.

Naturvårdsverkets allmänna råd 2006:7 tar inte upp frågan om retention och dess relation till lämplig skyddsnivå och krav på avloppsanläggningar. Från exempel och de fallstudier som bedömningsverktöget testats på inom denna studie framgår det att det är svårt att tillämpa det allmänna rådets kravnivåer i de fall där möjlighet till retention ges.

Den lägsta kravnivån i det allmänna rådet är normal skyddsnivå som föreslår minst 70 % reduktion av totalfosfor från anläggningen. Utifrån rapportens resultat tolkar vi det som att de allmänna råden förutsätter att retentionspotentialen som naturen erbjuder normalt sett är låg. Detta leder till att retentionspotentialen förbises.

De allmänna råden öppnar för undantag från normal skyddsnivå och tar upp Norra Norrlands inland som exempel. Vi tolkar denna möjlighet till undantag som att Naturvårdsverket syftar på vattendrag som är näringsfattiga eller som löper mycket liten risk att drabbas av övergödning utifrån samhällsliga aktiviteter. Det vill säga inte som en strikt geografisk avgränsning för var råden ska tillämpas.

I fallstudie fyra studeras ett område med ett antal små avlopp varav merparten visserligen enbart hanterar BDT-vatten. Ytvattenrecipienten ligger i en typisk mellansvensk dalgång och vattendragen inom avrinningsområdet är kraftigt näringspåverkade. Utifrån dagens allmänna råd som inte beaktar möjligheten till retention i mark är det rimligt att anta att tillsynsmyndigheten finner kravnivån hög skyddsnivå med minst 90 % reduktion av fosfor i anläggningen vara lämplig med tanke på de påverkade vattendragen. I fallstudien antas en genomsnittlig fosforreduktion om 50 % i de befintliga anläggningarna. Beräkningsmetodens retentionskoefficienter och förenklingensmetodens kurva för jordbrukslandskapet används och ger analysen att ingen åtgärd av de små avloppen är motiverad utifrån ett övergödningssperspektiv, givet att anläggningarna är utan brister och reducerar ca 50 % av fosfor.

Avskiljningen av fosfor i markbaserade system varierar. I studien har 50 % reduktion av fosfor valts som ett medelvärde för befintliga infiltrationer och markbäddar byggda enligt svensk praxis. En av studiens slutsatser om retentionssträckor kan illustreras i tabellform och visar att även en förhållandevis kort retentionssträcka kan ge betydande fosforreduktion.

Tabell 14. Exempel på generella retentionssträckor för landskapstyperna skogs- och jordbruksbygd

Typ av avlopp	Reningssteg (uppskattad reduktion av fosfor)	Retentionssträcka i mark (m)	Sammanlagd reduktion av fosfor efter rening och retention
WC+BDT	Markbaserad rening (50 %)	75	> 70 %
WC+BDT	Markbaserad rening (50 %)	150	> 90 %
BDT	Markbaserad rening (50 %)	15-20	> 90 %

Det är givetvis problematiskt att analysen utifrån studiens resultat skiljer sig så markant åt jämfört med de kravnivåer som anges i de allmänna råden 2006:7. Studiens resultat visar att retentionen i mark i många fall är betydande och då blir det problematiskt med en kravnivå på minst 70 % reduktion av fosfor avgränsat till enbart anläggningen. Vi menar inte att skyddsnivåerna i de allmänna råden bör överges generellt sett till förmån för retention i mark. Det finns naturligtvis områden och fall där möjligheten till retention i mark är starkt begränsad eller osäker. Projektgruppen anser att det är mycket angeläget att en nationell vägledning om hur fosforretentionen efter en anläggning bör bedömas tas fram.

Denna aspekt är av stor vikt med tanke på det stora tillsynsarbete som pågår i många kommuner. De allmänna råden är endast vägledande, inte bindande. Anläggningar som fått tillstånd innan de allmänna råden trädde i kraft 2006 bör rimligen bedömas utifrån de krav som ställdes då. För att ändra ett givet tillstånd på grund av att nya strängare krav införs krävs särskilda övergångsbestämmelser som talar om vad som ska gälla för befintliga anläggningar som i övrigt är utan brister. Ett argument som framförs för att höja utsläppskraven på en befintlig anläggning utan brister, men som har för låg fosforreduktion enligt myndigheten, är att ny kunskap om vattendragens ekologiska status tillkommit och som motiverar en högre skyddsnivå. Kunskap om markens förmåga att kvarhålla fosfor på väg till vattendragen borde också beaktas i dessa sammanhang.

Projektgruppen bedömer att en vägledning och stöd till miljöförvaltningarna om självrening och retention i mark skulle leda till ökad resurseffektivitet sett till miljöprövningen och tillsynsinsatsernas miljönytta och att det sannolikt skulle minska arbetsbelastningen genom att ärenden och trycket från intressenter blir lättare att hantera. Att ta hänsyn till och tillvara retentionspotentialen innebär också att onödiga investeringar undviks. Detta är viktigt framförallt för de fastighetsägare som ska investera i en ny anläggning men också för myndigheternas egna omkostnader.

Grundvatten eller ytvatten som recipient

Avloppsvatten innehåller ett flertal föroreningar som är behäftade med olikartad problematik. Fosfor är till exempel inget hot mot dricksvattentäcker medan kväveföroreningar, så kallade mikroföroreningar och smittämnen kan vara det. Ytvatten och grundvatten är principiellt sett väsensskilda när det gäller omloppstider, ljusexponering och känslighet. Olika avloppssystem hanterar avloppsvattnets föroreningar på olika sätt. Det kan finnas en målkonflikt när det gäller skydd av grundvatten respektive ytvatten. Förutsättningar och skyddsbehov lär variera i de enskilda fallen.

Denna studie har fokuserat på principer och möjligheter för självrening av smitta och retention av fosfor efter själva reningsanläggningen.

För att skydda ytvatten är det fördelaktigt att lokalisera utsläppet till mark, istället för avledning i öppet dike. Detta kan dock innebära en negativ påverkan på grundvattnet. Förutsatt att riktlinjerna med skyddsavstånd med avseende på smittskydd beaktas anser projektgruppen att avledning till mark är att föredra. Projektgruppen anser att det vore gynnsamt för handläggningen av avloppsärenden om denna frågeställning ägnades mer uppmärksamhet för att mynna ut i vägledande rekommendationer till kommunernas miljöförvaltningar.

Behov av fortsatt forskning och fältstudier

Studien belyser behovet av in situ-studier av fosforretention. Att åtgärda enskilda avlopp med motivet att de behöver reducera fosfor i högre grad innebär stora ekonomiska konsekvenser i relation till miljönyttan med åtgärderna för enskilda fastighetsägare, krav på avloppsproducenter och omfattande handläggningstid hos tillstånds- och tillsynsmyndigheter. Det är anmärkningsvärt att inga in-situ-studier genomförts, till exempel för att belägga behov av särskild fosforrening för enskilda avlopp.

Juridiska frågeställningar som kvarstår

Vissa juridiska aspekterna för bedömning av långsiktig retention behöver utredas vidare. I detta sammanhang vill vi uppmärksamma skillnaderna mellan avledning via mark och avledning i dike där växtlighet antas reducera fosfor. Vid avledning via mark lär samma principer som för smittskydd gälla. Att reduktion sker utanför den egna fastigheten hör till normalfallet. För smittskyddet handlar det om att skydda dricksvattentäkter och undvika exponering för smitta. Retentionen av fosfor i mark antas i regel inte påverka användningen av angränsande fastigheter. När det gäller avledning och reduktion av fosfor via öppet dike uppstår praktiska frågor om skötseln av diken och eventuella dikesföretag som kan påverka markprocesserna och retentionen. Även frågan om flera avloppsanläggningar i området kan tillgodoräkna sig retentionspotentialen bör utredas närmare.

En uppenbar frågeställning som en vägledning om retention bör ge svar på är vilket underlag miljöförvaltningarna bör kräva för att bedöma retentionspotentialen. Omkostnader för den lokala utredningen i samband med ansökan om tillstånd ska räknas in i hela kostnaden för åtgärden som sedan ska vägas mot miljönyttan. Det vore bra om en vägledning tydliggjorde vilka uppgifter som miljöförvaltningarna förväntas skaffa sig om ett område för att bedöma skyddsnivån och vilka uppgifter verksamhetsutövaren, sannolikt med hjälp av en projekterande konsult eller entreprenör, bör ta fram för att bedömningen av retentionspotentialen ska bli tillräckligt pålitlig.

Kretslopp och BDT-rening

Retention av fosfor i markekosystemet kan visserligen stimulera till skogstillväxt, men det innebär att fosfor i princip blir oåtkomlig för återvinning till odlingsmark. I det allmänna rådet från 2006 uttrycks en tydlig förväntning på landets kommuner att etablera system för återvinning av avlopps- och avfallsfraktioner. Om kretslopp från små avlopp ska bli verklighet behöver mer kraft läggas på denna uppmaning. För att ett kommunalt kretsloppssystem ska kunna fungera bra behöver det sannolikt kunna kontrollera kvaliteten på fraktionerna som ska återvinnas. Detta lär innebära att den kommunala aktören har tydliga önskemål om vilken teknik den enskilda fastighetsägaren ska använda för sin avloppsanläggning. Detta är idag svårt att kombinera med principen om teknikneutralitet och funktionskrav utifrån enbart reduktionstal av fosfor, kväve och organiskt material. Det är projektgruppens bedömning att tydligare direktiv behövs från staten, Naturvårdsverket och HaV, för att landets kommuner ska kunna möta förväntningarna på system för kretslopp av näringsämnen från små avlopp.

I HaV:s redovisning till miljödepartementet 2013 med förslag till föreskrifter blev denna frågeställning tydlig när det gällde "extra hög skyddsnivå" då förslaget till föreskrift förordade källsorterande teknik. När det gäller källsorterande teknik kvarstår rening av BDT-vatten och där lär sannolikt retentionspotentialen i mark spela stor roll för att nå rimliga avvägningar och kravnivåer på reningsanläggningen och lämpliga utsläppspunkter.

Ett viktigt resultat av studien är att retention i mark ger ett mycket gott skydd mot övergödning. I de fall där det är möjligt att använda markens förmåga att kvarhålla fosfor visar resultaten att utsläpp av BDT-vatten till mark i normalfallet inte innebär någon risk för övergödning. Mängderna fosfor i avloppsvattnet som släpps ut från ett hushåll utan WC är så små (se figur 3) att markekosystemet normalt tar upp och immobiliserar fosfor redan inom en sträcka på 20-30 meter från

utsläppspunkten. Detta innebär att man i praktiken kan betrakta utsläpp av enbart BDT-vatten som försumbart ur ett övergödningssperspektiv. Detta betyder dock inte att BDT-vatten kan bortledas helt utan rening. Någon form av biologisk process behövs alltid för att bryta ned organiskt materialet och andra ämnen som annars kan orsaka olägenhet. Lämpliga skyddsåtgärder och tekniker för rening av BDT-vatten tas upp på www.avloppsguiden.se under avdelningen Avloppsteknik och BDT-rening.

Vägledningsbehov

Resultaten som framkommit ur studien visar på potentialen för retention av fosfor och hur viktigt detta extra skydd som marken ger kan vara vid planering och bedömningar av små avlopp. Sedan 2006 då Naturvårdsverket gav ut de aktuella allmänna råden har många och långa diskussioner kretsat kring uppskattningar av reduktionstal för olika avloppstekniker och specifika produkter. Denna studie belyser de reningsprocesser som generellt sett sker efter själva avloppsanläggningen och då hamnar frågor om lokalisering och utformning av avloppsanläggningen och dess utsläppspunkt i fokus. Det är i många fall möjligt att lokalisering av anläggningen och utsläppspunkten är av större betydelse än prestandan på själva reningsanläggningen. Av denna anledning är det av stor vikt att HaV intar en tydlig ställning och vägleder om retention av fosfor.

Vidareutveckling

Projektgruppen ser två vägar för att ta frågan vidare. Det handlar dels om att vidareutveckla bedömningsverktygen och testa dess användarvänlighet och dels att bidra till en vidareutveckling av befintliga modeller för belastningsberäkningar.

Att arbeta vidare med vägledning för myndigheter, konsulter, entreprenörer och fastighetsägare är angeläget. Dessa målgrupper behöver vägledning om hur de bör resonera i enskilda fall när det gäller möjlighet till markens självrening och retention av fosfor.

Enligt figur 2, tillförsel av fosfor till Sveriges kustområden, är transporten av fosfor från land till hav framförallt beroende av flöden och läckage från diffusa källor som jordbruksmark och skogsmark. De små avloppen ingår i samlingen av punktkällor. För att hamna rätt i avvägningar inför åtgärder är det viktigt att få rätt proportion mellan de olika punktkällornas bidrag.

Resultaten från studien indikerar att de små avloppens betydelse i ett övergödningssperspektiv sannolikt är överskattat i det nationella underlaget för belastning från olika källor. I verkligheten är, som denna studie visar, sannolikt retentionen betydande. De modeller som ligger till grund för bedömning av olika källors bidrag av gödande ämnen till vattendrag tar inte hänsyn till retention i mark av fosfor vid bedömningen av bidraget från små avlopp. Den andra vägen för vidareutveckling handlar följaktligen om att bidra till förbättringen av belastningsberäkningar och fördelning mellan källor för att få säkrare underlag inför beslut om diverse åtgärder på nationell, regional och lokal nivå.

Det är vår förhoppning att denna studie kan ligga till grund för vidare vägledning som kan underlätta bedömningar av skydds nivåer och därmed handläggningen av ärenden som rör små avlopp.

7 Ordförklaring

Avloppsfraktioner	Avloppsslam, toalettvatten, urin, fekalier och innehåll i slutna tankar.
BDT-vatten	Bad-, disk- och tvättvatten.
BOD7/BOD5	Biokemisk syreförbrukning (på engelska Biochemical Oxygen Demand). Mått på oxiderbara ämnen i vatten. Anges som milligram syrgas per liter vatten som organismerna förbrukar under 7 resp. 5 dagar (mg O ₂ / L / 7d eller mg O ₂ / L / 5d).
Enskilda avloppsanläggningar	se små avlopp
Eutrofiering	Övergödning pga för mycket kväveoxider och fosfater i sjöar, vattendrag och hav som medför algblomning och påföljande syrgasbrist.
Friktionsjord	Jordar med kornstorlekar större än 0,06 mm
GIS	Geografiskt Informationssystem.
Grundskydd för avlopp	
Hushållspillvatten	Spillvatten från bostäder och serviceinrättningar, vilket till övervägande del utgörs av toalettvatten eller bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten).
Hydraulisk konduktivitet	Vattnets flödes hastighet genom marken, som varierar med jordart (till exempel grus eller lera) och sprickor etc.
Infiltrationsdike	Användande av en naturlig eller grävd sänka för infiltration i mark av utloppsvatten från en avloppsanläggning.
Kretslopp	Upprepat utnyttjande respektive upprepad exponering av till exempel växtnäringssämnen resp. gifter som inte bryts ner.
Mättat resp. omättat flöde	Vattnets rörelse i mark där alla porer fyllts av vatten resp. där en del porer är luftfyllda. mättat flöde medför ofta anaeroba förhållanden, det vill säga brist på syre.
pe (personekvivalent)	föroreningsbelastning med avseende på BOD7 och den specifika föroreningsmängden, 70 g BOD7/ person och dygn.
Reduktion	avskiljning av bland annat fosfor, kväve, smittämnen samt avdödning av smittämnen i en avloppsanläggning.
Retention	Se självrening.
Självrening	Avskiljning av bland annat fosfor, kväve, smittämnen samt avdödning av smittämnen genom att utnyttja mark och natur i avloppsanläggningens omgivning efter utsläpp från det byggda avloppssystemet.
Skyddsbarriär eller smittskyddsbarriär	Anordning som minskar smittämnens förmåga att nå människor och djur, till exempel separering/sortering, filtrering, fördröjning/mellanlagring, utspädning.
Små avloppsanläggningar	Anordningar för behandling av hushållspillvatten dimensionerade för upp till och med 200 personekvivalenter (pe).
Topografi	Terrängens form såsom höjder, sänkor, lutning.
Tot-P	Total fosfor (både partikelbunden och löst).
Tot-N	Total kväve (både partikelbunden och löst).
Utsläppspunkt	Avloppets utsläpp i omgivande natur, till exempel där markbäddens utlopp mynnar.
Utströmningsområde	Område i terrängen där det sker ett utflöde av vatten ur grundvattenzonen

8 Referenser

Ahlgren, J., Djodjic, F., Börjesson, G., Mattsson, L. 2014. Identification and quantification of organic phosphorus forms in soils from fertility experiments. *Soil Use and Management*, 29 (Suppl. 1):24-35. Doi:10.1111/sum.2014

Agné H, 1991, Gödsling till Salixodling, Växtpressen Nr/avsnitt: 2

Albrektson A, och Lundmark T. 1991. Vegetationens storlek och omsättning inom en barrskog i norra Sverige, samt näring i vegetation och mark och dess omsättning i samband med växandet. SLU, Inst. för skogsskötsel. Arbetsrapporter nr 52. 1991.

Arias, C., Del Bubba, M., Brix H. 2001. Phosphorous removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. Vol 35 No 5 pp. 1159-1168. *Wat. Res. GB*.

Bioforsk. 2014. Personlig kommunikation från Trond Maehlum samt WebGIS avløp. http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/hovedtema?p_dimension_id=19503&p_menu_id=19509&p_sub_id=19502&p_dim2=19504

Blombäck, K. och Lindsjö, A. 2011. Inventering av möjligheter för utveckling av P-kemin i ICECREAMDB. SMED-rapport nr 49. SLU.

Brady, N. C. and Weil, R. R. 2008. *The nature and properties of soils*. (14:th ed.) Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA. (975 p.)

Brink, N. 1967. Ecological studies in biological filters. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 52, 51-122.

Brink, N. 1968. Self purification in an open ditch. *Water Research: Water Research*, Pergamon Press, Vol. 2, 481-503.

Brorsson, Göran. 2014. Miljöingenjör, NODAVA AB (Norra Dalarna Vatten & Avfall), Orsa. www.nodava.se

Christensen, J. 2000. Rätt och kretslopp. Studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor. Lustus Förlag AB, Uppsala 2000. ISSN 0282-2040, ISBN 91-7678-430-4

Cucarella och Renman, 2009. Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments, - a comparative study, *Journal of Environmental Quality* 38, p 381-392.

Engblom, K och Lundh, M. 2006. Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning – en litteraturstudie om påverkande faktorer. VA-Forsk rapport nr 2006-10. *Svenskt Vatten*.

Eniro. 2015. Flygfoto nedladdat 27 feb, 2015. <http://kartor.eniro.se/?q=storfj%C3%A4ten>

Eveborn, D. 2010. Bed filters for phosphorus removal in on-site wastewater treatment: Removal mechanisms and sustainability. Licentiate report. Stockholm. KTH Royal Institute of Technology (KTH).

Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Elmefors, E., Ljung, E., Yu, L., och Renman, G. 2012, Kvantifiering av fosforläckage från markbaserade avloppssystem. Uppdragsrapport till Havs- och vattenmyndigheten.

Eveborn, D. 2013. Sustainable phosphorus removal in onsite wastewater treatment. TRITA-LWR PHD 1070. Stockholm. KTH Royal Institute of Technology (KTH).

FMH. 1998. FMH förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Forureningsföreskriften, 2004. Kapittel 12, «krav til utslipp av sanitært avløpsvann fra bolighus, hytter og liknende» (<50 pe). www.lovdatab.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*#*

Fredén, C. (Red.) 1995. Sveriges nationalatlas (SNA), Berg och jord.

Gallert, C., K. Fund, and J. Winter. 2005. Antibiotic resistance of bacteria in raw and biologically treated sewage and in groundwater below leaking sewers. Applied microbiology and biotechnology 69(1): 106-112.

Gustavsson, J.P. 2011. Muntligen vid workshop på JTI.

HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2013. Havs- och vattenmyndighetens författningsförslag gällande små avloppsanläggningar för hushållsvatten; remissversion 201309.

HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2014. Små avloppsanläggningar. <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/avlopp.html>

HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2015. Havs- och vattenmyndighetens nationella miljöövervakningsprogram för flodmynningar och från punktkällor, avloppsreningsverk och industrier, med utsläpp till kusten. Officiell statistik.

Hedlund, T., Israelsson, G., Olofsson, E., 2014. Production capacity in hydropower dams in Jämtland. Reports from Aquabest project 5 / 2014.

Holman, I.P., Howden, N.J.K., Bellamy, P.H., Willby, N. J., Whelan, M.J., RivasCasado, M. 2010. An assessment of the risk to surface water ecosystems of groundwater P in the UK and Ireland. Science of The Total Environment, 408 (8) 1847–1857.

Hylander, L. D. 1997. Comparison of methods for determination of phosphorus retention. In T. Ando, K. Fujita, T. Mae, H. Matsumoto, S. Mori, & J. Sekiya (eds.) Plant nutrition - for sustainable food production and environment, pp. 365-366. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. (981 p.)

Hylander, L.D. and Ae, N. 1999. Nutrient dynamic around roots of brachiaria, maize, sorghum, and upland rice in an Andisol. Soil Science and Plant Nutrition, 45: 617–626.

Hylander, L.D., Kietlinska, A., Renman, G., and Simán, G. 2005. Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production. Bioresources Technology, 97 (7): 914–921.

Hylander, L.D. and Simán, G. 2001. Plant-availability of phosphorus sorbed to potential wastewater treatment materials. Biology and Fertility Soils, 34: 42–28.

Hylander, L. D., Svensson, H. I. & Simán, G. 1996. Different methods for determination of plant available soil phosphorus. Commun. in Soil Sci. Plant Anal. 27(5-8):1501-1512. Also published in Soil and Plant Analysis in Sustainable Agriculture and Environment: 386-396.

Jenssen, P., Jonasson, S., Heistad, A. 2006. Naturbasert rensning av avløpsvann. VA-Forsk. Norge.

Johnson, B. 1997. Fosfor i växten och marken. Växtpressen nr 4, 1997. Hydro Agri AB. 1997.

Jordbruksverket. 2014. Fjärilar i odlingslandskapet.

<http://www2.jordbruksverket.se/download/18.37e9ac46144f41921cd3357e/1412059000827/ovr323.pdf>

Jönsson, H, Baky, A., Jeppson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. 2005. Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste – for utilisation in the URWARE model. Report 2005:6, Urban Water, Chalmers. Sweden.

Kavcic, M. 2004. Trosa våtmark. Utvärdering Smittskydd september 2004. Smittskyddsinstitutet, Solna.

Kling, M. 1998. Mykorrhiza – dold kraft i växtproduktionen. Fakta Jordbruk nr 13. SLU.

Kunskapscentrum Små Avlopp. 2013. Bad-, disk- och tvättvatten – hur farligt är det? Risker, skyddsbehov och reningstekniker. Rapport 2013:1.

Lehmann, J., Joseph, S. (eds.) 2009. Biochar for environmental management. Earthscan, London, UK and Sterling, VA, USA. 416 pp. <http://www.earthscan.co.uk/?tabid=49381>

Livsmedelsverket. 2001. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30. 2001 30 omtryck konsoliderad 2013 4 korr sidfot 2014-08-27.

Livsmedelsverket. 2006. Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. Rev. 2006-03-01. Fosfor på s 23.

Magnusson, T, 2009, Skogsbruk, mark och vatten, Skogsskötselserien nr 13, Skogsstyrelsen

Malgeryd, J., Gustafsson, J., Heeb, A., Kyllmar, K., Lans Strömblad H., Nätterlund H. 2010. Åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark. Rapport 2010:35. Jordbruksverket.

Malmén, L., Book Emilsson, K., Palm, O. 2004. Åtgärder för att minska fosforutsläppen från befintliga enskilda avlopp. Rapport 5427. Naturvårdsverket

MMÖD. 2015. Mark- och miljööverdomstolen. SVEA HOVRÄTT, DOM 2015-02-02. Stockholm. Mål nr: M 7529-14.

Miljöbalk. 1998. SFS 1998:808. <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>

Millier, H., Hooda, P., 2011. Phosphorus species and fractionation - Why sewage derived phosphorus is a problem. Journal of Environmental Management. Vol. 92: 1210-1214.

Nacka Tingsrätt. 2011. Dom M 1218-10.

Naturvårdsverket. 1987. Små avloppsanläggningar - Hushållspillvatten från högst 5 hushåll. Naturvårdsverkets allmänna råd 87:6.

Naturvårdsverket. 2005. Fosforförluster från mark till vatten. Identifikation av kritiska källor och möjliga motåtgärder. Barbro Ulén (Red.) RAPPORT 5507.

Naturvårdsverket. 2008. Små avloppsanläggningar. Handbok till allmänna råd. Handbok 2008:3 utgåva 1, juli 2008.

Naturvårdsverket. 2012a. Läget inom markbaserad avloppsvattenrening. Samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp. Palm, O., Elmefors, E., Moraeus, P., Nilsson, P., Persson, L., Ridderstolpe, P., och Eveborn, D. RAPPORT 6484.

Naturvårdsverket. 2012b. Skrivelse 2012-10-31. Ärendenr: NV-00841-12. Sammanställd information om Ekosystemtjänster. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2012/ekosystem-ekosystemtjanster/ekosystemtjanster.pdf>

Naturvårdsverket. 2014a. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/> Uppdaterad: 11 november 2014.

Naturvårdsverket, 2014b. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Levande-sjoar-och-vattendrag/> dec 2014.

Naturvårdsverket. 2015. Tolkning av avloppsdirektivet vid användning av kväveretention <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avlopp/Avloppsdirektivet-och-reningsverken/Besokt-dec-2015>

NFS (Naturvårdsverkets författningssamling). 2006. NFS 2006:7. Naturvårdsverkets allmänna råd [till 2 och 26 kap. miljöbalken och 12-14 och 19 §§ förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd] om små avloppsanordningar för hushållsvatten. ISSN 1403-8234.

Nilsson, P. 1990. Infiltration of Wastewater - An applied study on treatment of wastewater by soil infiltration. Ph.D. Thesis, Dept. of Water and Environmental Engineering, Lund University, Lund.

Nygren, C., Lindahl, B., Taylor A. 2008. Mykorrhizasvamparnas näringsupptag. Fakta Skog nr 9, SLU. www.folkhalsomyndigheten.se

Olli, G och Ringberg, B. 1999. Näringstransport via diken till Mälaren. Fosfaters fastläggning och löslighet i diken med avloppsvatten från enskilda hushåll. Kvartärgeologiska inst, Stockholms Univ., Stockholm. 58 pp.

Ottoson, J. 2013. Funktionskrav för Små Avlopp – Underlag för beslut om krav på reduktions- och utsläppsnivåer av fekala mikroorganismer från små avloppsanläggningar. HaV (Havs- och vattenmyndigheten). <https://www.havochvatten.se/download/18.16a42a771405a5e96072fe8/1379306027142/reguppdrag-avlopp-bilaga-funktionskrav-sma-avlopp.pdf>

Powell, K. L., Taylor, R. G., Cronin, A. A., Barrett, M. H., Pedley, S., Sellwood, J., & Lerner, D. N. 2003. Microbial contamination of two urban sandstone aquifers in the UK. *Water Research*, 37(2), 339-352. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00280-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00280-4)

Reddy, K. R., Kadle, R. H., Flaig, E., & Gale, P. M. 1999. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1):83146.

Ridderstolpe, P. 2009. Markbaserad rening. En förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten. Rapport 2009-77. ISSN: 1403-168X.

Riksantikvarieämbetet. 2014. Fornsök. <http://www.raa.se/hitta-information/fornsok-fmis/>
Uppdaterad 24 okt 2014. Vaddö, Hallkved, Storfjäten.
<http://www.fmis.raa.se/cocoon/fornsok/search.html>

Robertson W.D and S.L Schiff and C.J. Ptacek. 1998. Review of phosphate mobility and plume persistence in 10 septic systems plumes. *Ground Water* 36, 1000-1100.

Santala, E. 2011. Hur påverkar lagstiftningen i Finland utformning av små avlopp. Finlands Miljöcentral, SYKE. http://www2.vavatten.se/wp-content/uploads/2011/03/Block-1_4-Erkki-Santala.pdf

SCB (Statistiska centralbyrån). 2014. Antal och andel personer och hushåll efter boendeform den 31 december 2013. www.scb.se

SFS. 1998. Svensk författningssamling 1998:808. Miljöbalk. http://www.riksdagen.se/sv/Dokument-Lagar/Lagar/svenskforfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808/

SGU (Sveriges Geologiska Undersökning). Jordarter. 2014a. Vaddövik. <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html>

SGU. Jordarter. 2014b. Hallkved.

SGU. Jordarter. 2014c. Storfjäten. Skala 1:10 000. <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html?zoom=400065.02483,6873964.961637,402261.065311,6875258.773439>
Alternativ länk: <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100-tusen-sv.html?zoom=-508146.240402,6238039.099329,1687894.240402,7531850.900671>

Siegrist, R.L., Tyler, E.J. & Jenssen, P.D. 2000. Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems. 1001446 USEPA.

Smittskyddsinstitutet. 2011. Cryptosporidium i Östersund. 41 sid.
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/pagefiles/12853/cryptosporidium-i-ostersund.pdf>

SMED (Svenska MiljöEmissionsData). 2011. Teknikenkät - enskilda avlopp 2009. M Ek, Ch Junestedt, C Larsson, M Olshammar, M Ericsson, SCB, Uppdrag av Naturvårdsverket och SMHI. Rapport Nr 44.

SMED. 2014. Beräkning av kväve- och fosforbelastning på havet år 2011 för uppföljning av miljökvalitetsmålet "Ingen övergödning". Rapport Nr 154.

SMED. 2015. Uppdatering av kunskapsläget och statistik för små avloppsanläggningar, Mikael Olshammar, Mats Ek, Lars Rosenquist, Helené Ejhed, Anders Sidvall, IVL samt Stefan Svanström, SCB, Uppdrag av Havs och Vattenmyndigheten och SMHI. Rapport Nr 166.

Socialstyrelsen. 2008. Dricksvatten från enskilda vattentäkter. Ett nationellt tillsynsprojekt 2007. Artikelnr 2008-109-15. http://www.imm.ki.se/Datavard/Rapporter/Dricksvatten_200810915.pdf

Staaf, H. 2013. Fosforflöden inom skogsbruket och skogsindustrin. Naturvårdsverket.

Suanes, A och Nilsson, P. 1987. Investigation of soil treatment systems for septic tank effluent. The fate of phosphorous. *Vatten* 43, 45-53.

Ulén, B. 1996. Översiktsstudie över förluster av fosfor från jordbruksmark till vatten. Statens Naturvårdsverk, Rapport 4731.

US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. EPA/625/R-00/008, United States Environmental Protection Agency.

US EPA. 2003. Voluntary National Guidelines for Management of Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems. EPA / 832-B-03-001.

US EPA. 2006, Onsite Wastewater Treatment Systems Manual, 3-31-32.

Vattendirektivet. 2000. Direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0011.02/DOC_1&format=PDF, accessed 30 sep 2014.

von Brömssen, U. et al. 1985. Avloppsvatten – infiltration. Nordisk samrapport. Statens Naturvårdsverk.

Wiklander, L. 1976. Kompendium i Marklära. SLU, Uppsala, Sverige.

VISS. 2014. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE595730-185850> besökt 14 jan 2015.

VISS (Vatteninformationssystem Sverige). 2014. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/MapPage.aspx> Besökt 14 jan 2015.

Vogelsang, C, D. Berge & S. Nygaard Holen. 2013. Gode VA-løsninger i spredt bebyggelse. Norsk Vann rapport nr. 199/2013.

VVS-Fabrikanternas råd. 2015. Hushållspillvatten, definition. <http://www.vvsfabrikanterna.se/verksamheten/intressegrupper/gruppen-for-sma-avlopp/hushallspillvatten-definition> Besökt 27 feb 2015.

Yara. 2014. Stråsåd - riktvärden för N, P, K och S. Fosfor. <http://www.yara.se/crop-nutrition/crops/se-crop-programmes/benchmark-npk-and-s/benchmark-npk-and-s.aspx>