

# *Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar*

*Erik Brydolf  
Eric Rönnols*



16

Utgiven av VAV AB

**VA-FORSK  
RAPPORT  
1997 • 16**

**VA-FORSK**

**VAV**

# VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande en krona per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten  
Ledningsnät  
Avloppsvattenrening  
Ekonomi och organisation  
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1993-1995 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Enhetschef Bengt Göran Hellström	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Nina Jarlbäck	Eskilstuna
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Ledamot i KS o KF Håkan Mattsson	Ystad
Ledamot i KS Åsa Möller	Sundsvall
VA-chef Bengt L Persson	VA-verket Malmö
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet
VD Håkan Westerlund	VAV
Forskningschef Jan Falk, sekreterare	VAV

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande VAVs ståndpunkt.

VA-FORSK  
VAV AB  
101 53 STOCKHOLM  
Tel: 08-677 25 70  
Fax: 08-677 25 75

*Servicebolag till Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen*

# ***Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar***

***Erik Brydolf  
Eric Rönnols***

**VA-FORSK  
RAPPORT  
1997 • 16**

VA-FORSK

**VAV**

# VA-FORSKs rapportserie

<b>Rapportens titel:</b>	Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar
<b>Title of the report:</b>	Dewatering lagoons for septic tank sludge
<b>Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:</b>	1997-16
<b>ISSN-nummer:</b>	1102-5638
<b>ISBN-nummer:</b>	91-88392-43-0
<b>Författare:</b>	Erik Brydolf, VBB Viak AB, Sundsvall, Eric Rönnols, VBB Viak AB, Sundsvall
<b>Utgivare:</b>	VAV AB
<b>VA-FORSK projekt nr:</b>	95-117
<b>Projektets namn:</b>	Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar - Utvärdering
<b>Projektets finansiering:</b>	VA-FORSK, Kramfors kommun, Örnköldsviks kommun, Timrå kommun, Ånge kommun, Sollefteå Energi AB, Reko Sundsvall AB, VBB Viak AB
<b>Rapporten beställs från:</b>	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tel 08-457 11 00
<b>Rapportens omfattning</b>	
<b>Sidantal:</b>	80
<b>Format:</b>	A4
<b>Upplaga:</b>	1100
<b>Sökord:</b>	Avloppsslam, avvattning, naturnära metoder, markbehandling
<b>Keywords:</b>	Sewage sludge, dewatering, soil treatment
<b>Sammandrag:</b>	Rapporten beskriver driftresultat och miljöpåverkan från behandling av slam från enskilda brunnar i avvattningslaguner. Rekommendationer för utformning och drift av denna typ av anläggningar ges.
<b>Abstract:</b>	The report describes treatment results and environmental impact from dewatering of septic tank sludge in lagoons. Recommendations about design and use of this type of treatment plant are proposed.
<b>Målgrupper:</b>	Konsulter Miljömyndigheter VA-förvaltningar
<b>Utgivningsår:</b>	1997
<b>Pris 1997:</b>	150 kr, exkl moms

---

## SAMMANFATTNING

Fyra anläggningar för avvattnings av våtslam i laguner i Västernorrland har undersökts beträffande driftresultat och miljöpåverkan. Analyser har gjorts på mark- och grundvattenprover från olika nivåer under och nedströms anläggningarna. Dessutom har analyser gjorts av gasemissioner från en av anläggningarna.

I undersökningarna har bl a fastläggning och urlakning av fosfor och kväve från slammet studerats.

### Slutsatser och rekommendationer

Avvattnings av brunsslam i laguner är vid rätt lokalisering av anläggningen och vid rätta driftbetingelser en från behandlingsteknisk och även från miljö- och kretsloppssynpunkt bra lösning. Miljöpåverkan utanför anläggningens närområde är mycket begränsad, även efter långvarig drift av avvattningslagunerna.

För ett lyckat resultat krävs framförallt att följande krav uppfylls:

- |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"><li>• ANLÄGGNINGENS AVRINNINGSSOMRÅDE SKA VARA LITET OCH VÄL DEFINIERAT.</li><li>• AVRINNINGSSOMRÅDET NEDSTRÖMS LAGUNERNA SKA KUNNA BETRAKTAS SOM EN DEL AV BEHANDLINGSANLÄGGNINGEN.</li><li>• DJUPET TILL GRUNDVATTEN UNDER LAGUNBOTTEN BÖR VARA &gt;2 METER.</li><li>• LAGUNERNA BÖR INTE GRÄVAS DJUPARE ÄN 1.5 METER.</li><li>• JORDARTERNA UNDER LAGUNERNA BÖR VARA MELLANSAND/FINSAND.</li><li>• TVÅ ELLER FLER LAGUNER BÖR BYGGAS PARALLELLT OCH UTNYTTJAS VÄXELVIS.</li><li>• EFTER URGRÄVNING BÖR SLAMMET TILLÅTAS "FRYSTORKA".</li><li>• VID URGRÄVNING AV SLAM BÖR <math>\geq 10</math> CM AV SANDSKIKTET ERSÄTTAS..</li></ul> |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Liksom vid andra behandlingsmetoder som bygger på utnyttjande av markens reningsförmåga (infiltration, våtmarksbehandling, översilning m fl) är ett villkor både för ett lyckat resultat och för att behandlingen ska accepteras av miljömyndigheterna att de geohydrologiska förutsättningarna på platsen är väl kända och kontrollerbara.

I ett småkulligt urbergslandskap med inslag av sedimentavlagringar, som är vanligt i stora delar av Sverige, kan mindre avrinningsområden med små, lokala grundvattenmagasin identifieras och utnyttjas som en del av en reningsanläggning utan att konflikter uppstår med andra anspråk/intressen.

Större, sammanhängande grundvattenakviferer ska identifieras i samband med en lokaliseringstudie och undvikas.

---

## SUMMARY

Four dewatering lagoons for treatment of septic tank sludge in the County of Västernorrland have been studied regarding treatment results and environmental impact. Samples of soil and groundwater from different levels below and downstreams the plants have been analysed. Gas emissions from one of the plants have also been measured.

Sorption of phosphor and nitrogen in the natural soil and leakage to the groundwater have been studied.

### Conclusions and recommendations

Dewatering of septic tank sludge in lagoons is a good solution from both technical and environmental point of view, when the plant is properly located and run according to the proposed recommendations. The environmental impact outside the plant is, even after many years of treatment, very limited.

To obtain a good result it is important to follow these recommendations:

- The drainage basin around the plant shall be limited and well defined .
- The groundwater aquifer downstream shall be counted as a part of the treatment plant.
- The depth to the groundwater level should be  $> 2$  meters.
- The depth of the lagoons should be  $< 1.5$  meters.
- The soil below the lagoons should be fine- or mediumgrained sand.
- The plant should include two or more lagoons, to be used intermittently.
- Sludge should be removed from the lagoons once a year and further dewatered through freezing and thawing during a winter season.
- When the sludge is removed also about 10 cm of the top sandlayer should be removed and replaced with new sand.

When using the natural purification capacity of soil and vegetation for treatment of wastewater or sewage sludge, it is necessary to have good knowledge of the geohydrology at the site. It is also important to be able to check emissions to the groundwater.

In many parts of Sweden small and well defined drainage basins can be identified and used as a part of a treatment process, without conflicts with other interests.

Larger groundwater aquifers, which have or could have importance as water resources, must be located in a prestudy and protected from any possible impact from a treatment plant (lagoon).

---

## FÖRORD

Avvattning i laguner är en behandlingsmetod för våtslam som tillämpas framförallt i glesbygd. Fördelarna är bl a minskat transportbehov, enkel drift och tillsyn, litet investeringsbehov och liten risk för miljöstörningar (vid rätt lokalisering).

Bland annat metodens enkelhet har gjort att det vid miljöprovning av nya anläggningar ifrågasatts om utnyttjande av avvattningstaguner överensstämmer med principen att bästa tillgängliga teknik tillämpas.

I föreliggande rapport beskrivs miljöeffekterna vid fyra anläggningar med varierande förutsättningar i Västernorrlands län, där avvattningstekniken utnyttjats.

Syftet med undersökningarna har bl a varit att ge ett bättre bedömningsunderlag för verksamhetsutövare och miljömyndigheter inför nyetablering och omprovning av miljötillstånd för avvattningstaguner för våtslam.

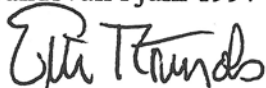
Projektet har kunnat genomföras tack vare bidrag från VA-FORSK, Kramfors, Timrå, Örnsköldsviks och Ånge kommuner, Sollefteå Energi AB, Sundsvall Reko AB samt VBB Viak.

Projektarbetet har bedrivits i en grupp med representanter för deltagande kommuner, länsstyrelsen och VBB Viak. Utredningsarbetet har i huvudsak utförts av ing Eric Rönnols och miljöingenjör Erik Brydolf, VBB Viak. Provtagningarna har skett i samarbete med berörda kommuner.

Till projektgruppen har även professor Jörgen Hanaeus, Luleå Tekniska Universitet, varit knuten, som expert på naturnära metoder för behandling av avloppsvatten i kalla klimat. Naturvårdsverket har bidragit med synpunkter och förslag inför uppläggningsprogrammet.

Fältnätningar av gasavgång från slamlaguner har utförts av Christian Maurice, Luleå Tekniska Universitet. Analyser av slam, mark- och grundvattenprover har utförts av Svelab i Sundsvall och Vattenvårdslaboratoriet i Stockholm.

Sundsvall i juni 1997



Eric Rönnols  
VBB Viak

Erik Brydolf  
VBB Viak





---

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING sid

### FÖRORD

### SAMMANFATTNING

1	INLEDNING	1
2	LITTERATURSTUDIE	3
2.1	Markens hydrauliska kapacitet	3
2.2	Reningsprocesser i marken	5
2.3	Fosfor- förekomst och rörlighet i mark	8
2.4	Kväve- förekomst och rörlighet i mark	10
2.5	Konditionering av slam genom frysning	11
3	FÄLTUNDERSÖKNINGAR	13
3.1	Lögdö slamlaguner	14
3.2	Tjärned slamlaguner	16
3.3	Invik slamlaguner	20
3.4	Rå slamlaguner	22
4	RESULTAT	26
4.1	Fastläggning i marken	26
4.2	Påverkan på grundvattnet	31
4.3	Slamkvalitet	35
4.4	Gasavgång från slamlaguner	38
5	SLUTSATSER	41
6	FÖRSLAG TILL RÅD VID ANLÄGGANDE AV AVVATTNINGSLAGUNER	42
6.1	Närområde, lokalisering	42
6.2	Mark- och grundvattenförhållanden	42
6.3	Utformning	43
7	DRIFT och SKÖTSEL	44
7.1	Allmänt	44
7.2	Driftcykler	44
8	FÖRSLAG TILL VIDARE FORSKNING	45
9	LITTERATURREFERENSLISTA	46

### BILAGOR

1	Metodbeskrivning
2	Ritningar
3	Analysresultat



---

## 1 INLEDNING

Avvattning i laguner är en behandlingsmetod för våtslam som tillämpas framförallt i glesbygd. Fördelarna är bl a minskat transportbehov, enkel drift och tillsyn, litet investeringsbehov och liten risk för miljöstörningar (vid rätt lokalisering).

Erfarenhetsmässigt är det känt att rätt lokaliserade anläggningar av denna typ kan fungera utan miljöstörningar för omgivningen i tiotals år.

Vad som verkligen händer under anläggningens botten, i den omättade markzonen, var fastläggning och nedbrytning av näringsämnen, organiskt material m m sker är däremot mindre känt. Uppföljningar av anläggningar i drift inskränker sig normalt till kontroll av föroreningshalten i yt- och grundvatten i några punkter nedströms anläggningen, för att bekräfta att ingen oönskad förorenings-spridning sker.

Ibland har ifrågasatts om tekniken innebär att marken under anläggningarna kommer att mättas med bl a fosfor, som senare kan frigöras och orsaka störningar nedströms, t ex om pH i nederbörden ändras.

En ”pilotstudie” i Timrå kommun har under våren 1995 gjorts som ett examensarbete vid miljö- och naturresurslinjen, Högskolan i Kalmar, för att belysa ovanstående frågeställningar (Brydolf, 1996).

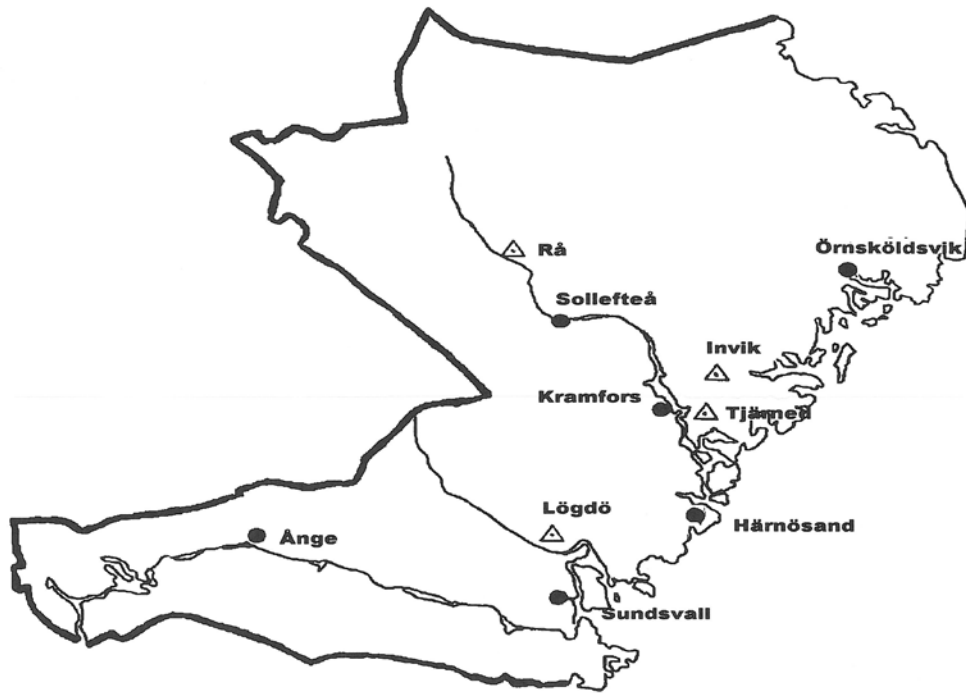
För att kunna bedöma om behandling av brunns-slam i avvattningslaguner är en långsiktigt acceptabel metod görs i föreliggande arbete undersökningar av påverkan på framförallt mark och grundvatten från fyra anläggningar med olika ålder i Västernorrland (lokalisering, se figur på nästa sida).

Undersökningarna ska försöka ge svar på bl a nedanstående frågeställningar:

- Vilken väg för borttransport av näringsämnen (fosfor och kväve) dominerar? Hur betydelsefull är fastläggningen i marken?
- Är fastlagd fosfor lättlös eller hårt bunden till markpartiklarna?
- Finns skillnader i fastläggningen i marken hos anläggningar av olika ålder?
- Kan en fosfor- och kvävebalans upprättas för en anläggning?
- Synpunkter på dimensionering av avvattningslaguner
- Omdöme om avvattningsmetoden, från ett miljö- och kretsloppsperspektiv.
- Behov av fortsatta undersökningar?

- 
- Diskussioner om metodens tillämplighet, med beaktande av de nya EG-direktiven för avfallsdeponering och avloppsbehandling.

Svaren på dessa frågor skall förhoppningsvis ge underlag att kunna bedöma under vilka förutsättningar ett avgränsat avrinningsområde kan utnyttjas både som behandlingsmedium för brunns slammet och som primär recipient för dräneringsvattnet.



**Figur 1** De undersökta anläggningarnas lokalisering (Rå, Sollefteå kommun, Invik och Tjärned, Kramfors kommun och Lögdö, Timrå kommun)

---

## 2

## LITTERATURSTUDIE

Som inledning till arbetet har en litteraturstudie gjorts över tidigare erfarenheter och forskning angående infiltration av avloppsvatten i mark, bindningsmekanismer mm. Några dokumenterade erfarenheter från infiltration av våtslam har inte kunnat hittas, men principiellt är skillnaderna små jämfört med infiltration av spillvatten. Våtslammet innehåller ca 95-99% vatten vilket gör det svårt att hantera och dyrt att transportera. Genom avvattning till en TS-halt på 25-35% blir slammet hanterbart. Vid utnyttjande av avvattningstaguner för denna process ska rejektvatten (ungefär 75-95% av det ursprungliga vattnet i slammet) perkolera ned genom lagunens filterbotten och den omättade zonen innan det når grundvattenytan. Transporten sker sedan i grundvattnet till en slutlig ytvattenrecipient.

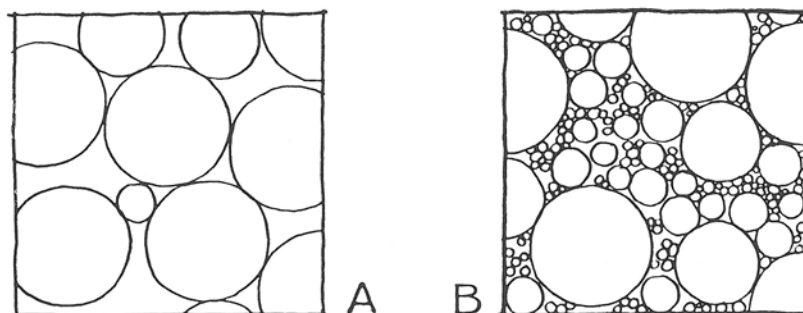
### 2.1 Markens hydrauliska kapacitet

Faktorer som påverkar markens förmåga att transportera vatten:

- textur (kornfördelning, kornform, tätpackning m m)
- jordens vattenhalt
- innehåll av organisk substans

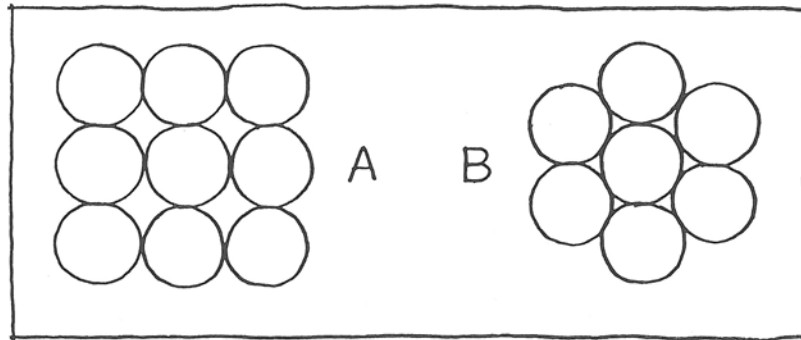
Särskilt viktig är jordartens innehåll av finare partiklar såsom lerpartiklar och humusämnen. Generellt gäller att en ökad sortering och ökad kornstorlek ger en högre genomsläpplighet.

En väl sorterad jordart har ofta en större porvolym än en dito osorterad. Den effektiva porvolymen är den del av jordporerna som deltar i vattentransporten och är således mindre än den totala porvolymen, eftersom en del porer slutar blint och andra är så små att vattnet hålls fast i dem. Sorteringen är ett uttryck för variationen i kornstorlek. En väl sorterad jordart har en stor andel jämnstora korn och en osorterad jordart uppvisar stor variation av kornstorlekar, vilket i praktiken betyder att de mindre partiklarna fyller ut de stora porer som bildas mellan de större kornen, varvid den reella porvolymen minskar (SNV, 1985).



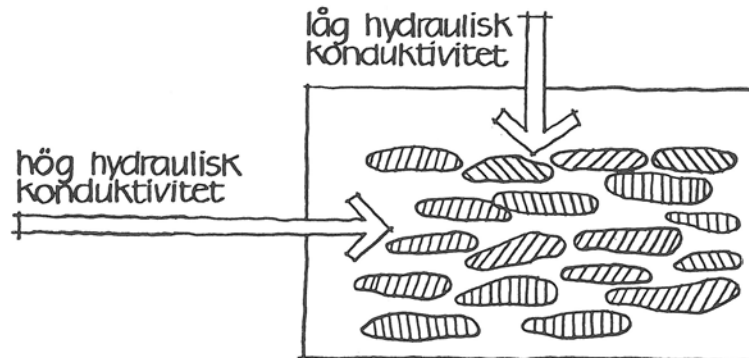
**Figur 2:** Exempel på olika sorteringsgrad, A: Väl sorterad jordart, B: Dåligt sorterad jordart (SNV, 1985)

Även packningsgraden har stor inverkan på jordens porvolym, porstorlek och därmed även dess genomsläpplighet (SNV, 1985).



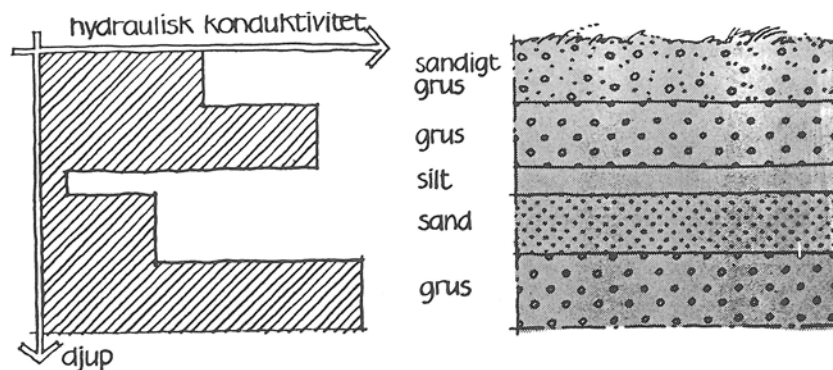
**Figur 3:** Olika packningsgrad, A: Kubisk tätpackning, B: Hexagonal tätpackning (SNV, 1985)

Orientering och kornform är ytterligare faktorer som påverkar genomsläppligheten. Kantighet och avvikande från sfärisitet ger ett större strömningsmotstånd än de helt runda kornen. Ofta har kornen i en avlagring en tendens att orientera sig med den längsta axeln horisontell vilket leder till att strömningsmotståndet är mindre i horisontell än vertikal led.



**Figur 4:** Låg vertikal och hög horisontell konduktivitet beroende på kornens form och orientering (SNV 1985).

Den hydrauliska konduktiviteten är störst i horisontell led, där den kan variera kraftigt i olika lager. I vertikalled bestäms däremot den hydrauliska konduktiviteten av det lager som har den lägsta permeabiliteten.



**Figur 5:** Variation i hydraulisk konduktivitet i olika lager (SNV1985).

---

## 2.2 Reningsprocesser i marken

För transporten av de i vattnet lösta föreningarna spelar en rad andra faktorer, de fysikaliska, biologiska och kemiska, stor roll.

### 2.2.1 Fysikaliska processer

Ämnen som finns suspenderade i vattnet kan avskiljas genom fysikalisk adsorption. Adsorption innebär ackumulation av en substans på en gränssyta. Gränssytan utbildas mellan två icke blandbara faser och kan vara, vätska-vätska, gas-vätska, gas-fast fas eller vätska-fast fas. I det senare fallet innebär adsorptionen en ackumulation av de lösta eller suspenderade ämnena på den fasta fasens yta. De krafter som binder det adsorberade skiktet till ytan kan antingen vara fysikaliska eller kemiska. Adsorptionen verkar effektivare vid mindre kornstorlek och tunnare vattenfilm runt partikeln (Nilsson & Englov 1979), d v s finkornigare jordar ger bättre reningsresultat eftersom den sammanlagda aktiva ytan ökar ju mindre de enskilda kornen är.

### 2.2.2 Kemiska faktorer

Bland de kemiska faktorer som medför störst påverkan på ett förorenat vattens transport och sammansättning under infiltration, perkolation och grundvattentransport kan nämnas :

- kemisk adsorption
- jonbytesreaktioner
- fällningsreaktioner
- redoxprocesser

Kemisk adsorption sker när den fria ytan hos en fast fas har laddade grupper som attraherar motsatt laddade joner i lösning (Nilsson/Englov, 1979). Krafterna som håller kvar jonerna är av samma natur som de krafter som åstadkommer en kemisk bindning. Processen är ofta irreversibel (Bäärnhielm, 1993).

I allmänhet ökar adsorptionen vid en ökad koncentration av ämnet i lösning, men vanligtvis inte proportionellt (Nilsson/Englov, 1979).

Med jonbyte avses en reversibel process där antingen anjoner eller katjoner kan utbytas mellan fast fas och en omgivande vätska. Jonbytesreaktioner är beroende av följande faktorer:

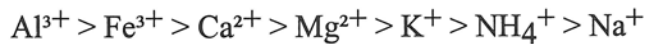
- mineralsammansättning i jonbytmaterialet
- motjonens valenstal och hydratiseringsgrad
- jonkoncentrationen i lösningen
- pH-värdet i lösningen

Naturligt förekommer en rad ämnen med jonbytande egenskaper och bland dem kan nämnas lermineral och humussyror. Vid de pH-värden som

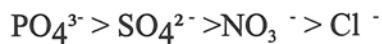
---

normalt förekommer i jord är markpartiklarna företrädesvis negativt laddade. Attraktionen uppstår därför till positiva joner (katjoner).

Vilka katjoner som kommer att binda till jordpartikeln beror på hydratiseringsgrad (antal vattenmolekyler som omger jonen) och hur högt valenstal jonen har. De i marken vanligast förekommande katjonerna kan sinsemellan rangordnas med avseende på jonstyrka enligt:



Motsvarande rangordning i relativ bindningsstyrka för några vanliga anjoner:



Eftersom jordpartiklar vanligen är negativt laddade binder de ej, eller endast mycket svagt, anjoner som därför lätt urlakas. Ett undantag är fosfat som kan bindas hårt till framförallt aluminium och järn. Vanligen gäller att jordens förmåga att binda anjoner ökar vid sjunkande pH medan katjonbindningsförmågan är bäst vid högre pH (Bäärnhielm, 1993).

Förutom valenstalet har koncentrationen av ett specifikt jonslag i lösning en avgörande betydelse för vilka joner som skall bindas. Exempelvis kan en hög koncentration av  $\text{Na}^{+}$  tränga undan  $\text{Fe}^{3+}$  från ett bindningsställe trots att järnjonen har ett högre valenstal. Om man tillför jorden endast ett jonslag kommer detta jonslag att mätta marken och förtränga övriga joner. Detta förhållande nyttjas laborativt vid lakning.

Joner som tillförs jorden kan ibland tillsammans med andra joner bilda svårslösliga föreningar och därmed fällas ut i fast form. Fällningsreaktionen är beroende av löslighetsjämvikten för det svårslösliga ämnet ( $\text{A}_m\text{B}_n$ ) enligt:



där (s) betyder att ämnet föreligger i fast form och (aq) att respektive joner förekommer i vattenlösning.

För kemiska jämvikter gäller massverkans lag:

$$\frac{[\text{A}^{+}]^m[\text{B}^{-}]}{[\text{A}_m\text{B}_n]} = K$$

där [ ] = aktiv koncentration (aktivitet)  
K = jämviktskonstanten

För lösningar som är mycket utspädda gäller att aktiviteten är detsamma som koncentrationen. Den fasta fasens koncentration = 1 vilket insatt i ovan



givna formel ger:

$$[A^+]^m[B^-]^n = K_S \quad (\text{där } K_S = \text{löslighetsprodukten.})$$

Om löslighetsprodukten överskrids så förskjuts jämvikten och en mängd av ämnet, motsvarande jämviktsförskjutningen, fälls ut. Förskjutningar av jämvikten kan även orsakas av att ett av jonslagen deltar i någon annan reaktion eller att pH-värdet förändras (Bäärnhielm, 1993).

Tabellen nedan visar löslighetsprodukten för några vid avloppsvatteninfiltration vanligt förekommande ämnen. En lägre löslighetsprodukt beskriver en svårsligare förening (Nilsson/Englöv, 1979).

**Tabell 1:** Löslighetsprodukter för några vid avloppsinfiltration intressanta föreningar (Nilsson/Englöv, 1979).

Ämne	Jämviktsuttryck	Löslighetsprodukt	Temperatur	Referens
CaCO <sub>3</sub>	[Ca <sup>2+</sup> ] [CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ]	8,7 * 10 <sup>-7</sup>	25°C	1)
Fe(OH) <sub>3</sub>	[Fe <sup>3+</sup> ] [OH <sup>-</sup> ] <sup>3</sup>	1,1 * 10 <sup>-36</sup>	18°C	
Fe(OH) <sub>2</sub>	[Fe <sup>2+</sup> ] [OH <sup>-</sup> ] <sup>2</sup>	1,6 * 10 <sup>-14</sup>	18°C	
CaSO <sub>4</sub>	[Ca <sup>2+</sup> ] [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]	2 * 10 <sup>-4</sup>	10°C	
FeS	[Fe <sup>2+</sup> ] [S <sup>2-</sup> ]	3,7 * 10 <sup>-19</sup>	18°C	
Al(OH) <sub>3</sub>	[Al <sup>3+</sup> ] [OH <sup>-</sup> ] <sup>3</sup>	4 * 10 <sup>-13</sup>	15°C	
AlPO <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O	[Al <sup>3+</sup> ] [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ]	3 * 10 <sup>-23</sup>		2)
FePO <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O	[Fe <sup>3+</sup> ] [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ]	1 * 10 <sup>-26</sup>		
Ca <sub>4</sub> H(PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> *3H <sub>2</sub> O	[Ca <sup>2+</sup> ] <sup>4</sup> [H <sup>+</sup> ] [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ] <sup>3</sup>	1 * 10 <sup>-47</sup>		

1) Handbook of Chemistry and Physics, 1971

2) Ellis, 1973

Oxidation och reduktion innebär en överföring av elektroner från ett ämne till ett annat där det oxiderande ämnet avger och det reducerande ämnet upptar en elektron. Reducerande förhållanden uppträder i mark där fritt syre ej finns att tillgå (anaeroba eller anoxiska förhållanden). Tillgång på fritt syre ger på motsvarande sätt oxiderande (aeroba) förhållanden.

I en markprofil råder vanligtvis aeroba förhållanden ovanför grundvattenytan och anaeroba under grundvattenytan.

### 2.2.3 Mikrobiologiska förhållanden

Om vatten som innehåller organiska komponenter tillförs en markprofil så vidtar en nedbrytningsprocess. Vilken typ av biologisk aktivitet som blir gällande styrs till stor del av tillgången på syre, det vill säga vilket



---

i en lång rad forskningsprojekt. Gruppen alunskiffer har en mycket god fosforbindningskapacitet medan kvarts och fältspat kan sägas ha en dålig adsorptionsförmåga (Nilsson/Englöv 1979). Basiskt metamorfa bergarter med glimmer (biotit, muskovit) har en relativt god fosforbindningsförmåga.

**Tabell 2:** Fosforbindning hos olika bergarter (Nilsson/Englöv 1979)

<b>Bergart</b>	<b>Fosforbindning</b>
Alunskiffer	Mycket god
Lerskiffer	God
Basiskt metamorfa bergarter	God
Ordovisisk- och kritsandsten	God
Metamorfa skiffer och gnejser	Dålig
Kvarts och fältspat	Dålig

Tillgången på järn och aluminium har i en rad undersökningar visat sig påverka fosforfastläggningen i mark. Dessa föreningar har en pH-beroende löslighetsprodukt som för järn(III)fosfat har ett optimum vid pH 5,2 och för aluminiumfosfat motsvarande pH 5,9.

Fosforfastläggningen påverkas inte negativt av anaeroba förhållanden enligt utförda kolonnförsök (Nilsson, 1990).

Jonstyrkan i lösningen påverkar fastläggningen så att ökad jonstyrka (hög koncentration joner) ger en ökad fastläggning. Omvänt kan tidigare fastlagd fosfor frisättas vid exempelvis infiltration av jonfattigt regn.

Markens innehåll av organiskt material kan både leda till att fosfor sorberas bättre och att det organiska materialet blockerar de möjliga minerogena inbindningsställen som kan tas i anspråk av fosforföreningar.

Kolonnförsök har visat att 20-50% av den i marken bundna fosfor kan tvättas ut med rent vatten. Vid tillförsel av nytt fosfor kan motsvarande mängd åter upptas.

Det har även visat sig att en infiltrationsbädds fosforfastläggningsförmåga ökar vid intermittent belastning. Det är därför viktigt att periodvis låta bädden vila och torra, varefter en tidigare mättad bädd åter kan börja att binda fosfor (SNV, 1985, Nilsson, 1990).

Fosforbindningen sker tidsmässigt i två skeden. Den initiala sorptionen till ett mineral går snabbt, men bindningens styrka fortsätter att öka med tiden (veckor till månader). Vissa hävdar att en jämvikt inställer sig med kristallina föreningar av fosfor och att den avgörs av markens sammansättning (Bäärnhielm, 1993). Nilsson och Stuanes däremot, menar i ett arbete från 1985 att någon jämvikt ej inställer sig utan att bindningsprocessen fortgår under flera år.

Temperaturen påverkar sorptionsförmågan såtillvida att en 5-10% lägre

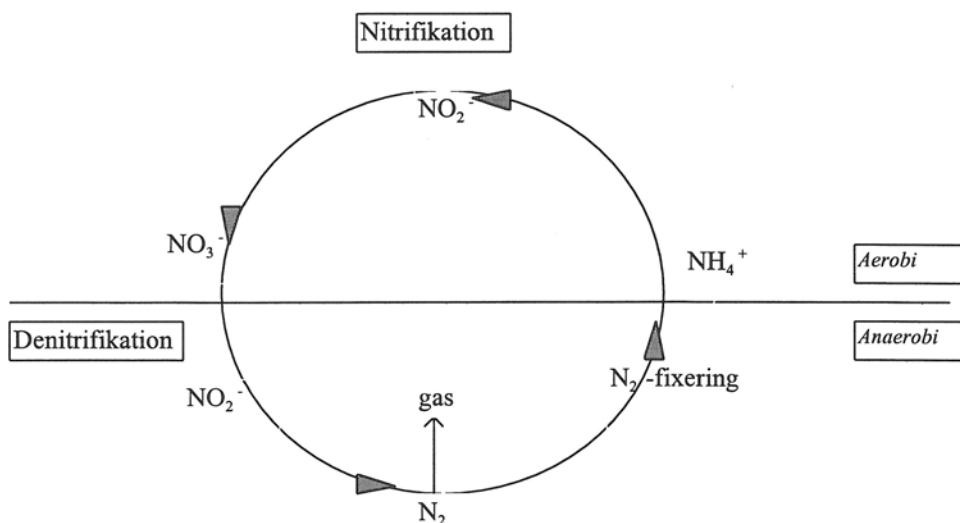
fosforreduktion sker vintertid. Det finns få arbeten som behandlar fastläggningen av fosfor under transport i grundvatten även om många har indikerat att det sker en viss fastläggning av fosforföreningar även här. 1962 rapporterade Jones och Lee att en betydande sorption förelåg i den mättade zonen (Bäärnhielm, 1993).

## 2.4 Kväve- förekomst och rörlighet i marken

Naturligt förekommer kväve framförallt i atmosfären, där det mesta föreligger i molekylär form,  $N_2$ . Detta är en inert form som bara kan nyttjas av ett fåtal organismer. Kvävet är ett av de för biologiskt liv viktigaste grundämnena, då det utgör en byggsten i alla aminosyror och protein. Den största reservoaren för kväve för biologiskt bruk finns i världshaven och i marksystemen som nitrat,  $NO_3^-$ , och ammonium,  $NH_4^+$  (Clapham, 1973).

Vid tillgång på syre kommer ammonium att omvandlas till nitrat via nitrit. Detta ombesörjs av bakterier (nitrobakter och nitrosomonas) och processen kallas nitrifikation. Nitrat och nitrit fastläggs ej i markprofilen eftersom de är lösliga och saknar benägenhet att bilda komplex med de i mark vanligast förekommande mineralerna och jonerna. Optimalt pH för dessa bakterier ligger mellan 7,4 och 8,0. Vid låga temperaturer avtar bakteriernas aktivitet för att nästan helt stagnera vid temperaturer lägre än  $+4^\circ C$ . Om syre ej finns att tillgå kommer nitrifikationen aldrig äga rum (Barnes/Curtis, 1989).

Denitrifikation är den process som omvandlar nitrat via nitrit till molekylärt kväve eller i vissa fall lustgas. Denna process sker under anaeroba förhållanden och fordrar tillgång till en kolkälla. I marksystem är det ofta just kolkällan som begränsar denitrifikationen (Clapham, 1973).



**Figur 6:** Kvävets kretslopp visar hur de olika formerna av kväve omvandlas biokemiskt (fritt uppritad från Barnes/Curtis, 1989).

Det organiska kvävet kommer till stor del att omvandlas till ammoniumkväve i avloppsvattnet. Denna så kallade ammonifikation kan

---

ske både aerobt och anaerobt. Syretillgången styr vilka mikroorganismer som deltar i processen. Ammoniak kan avgå i gasform om jämvikten mellan ammonium och ammoniak är förskjuten mot höga ammoniakkoncentrationer. Ammoniumjonen kan fixeras till markpartiklar (Nilsson, 1990). Ammonifikationen påverkas negativt av ett lågt pH och har sitt optimum vid pH 7.

## 2.5 Konditionering av slam genom frysning

En rad försök finns rapporterade som visar fördelarna med att använda frysning som avvattningsmetod för slam. Efter upptining blir slammet mycket lättavvattnat, speciellt om någon koagulant har använts. Torrsubstanshalter på över 30% har rapporterats och avdödningen av bakterier och virus är väsentlig (Berg/Halde, 1976, Bahrs, 1978, Särner, 1982 och Rautopuro, 1979). Den höga torrsubstanshalten som uppnås innebär att slamvolymen efter avvattning har minskat med ~85%.

Mekanismen som borgar för det goda avvattningsresultatet kan beskrivas enligt följande. När isfronten rör sig från slamytan och nedåt i slamlagret, skjuter den slampartiklar framför sig. Dessa tvingas då samman och koagulerar. Vid för snabb infrysning kan isfrontens tillväxtrörelse bli snabbare än partikelns, varvid koagulering ej sker. Resultatet blir en dålig avvattning (Hernebring/Lagesson, 1986).

Upptiningsförfarandet saknar betydelse ur avvattningssynpunkt då koaguleringen är irreversibel, såvida man inte intensivt omrör slammet efter upptinandet. Nederbörd och rejektvatten från koaguleringsprocessen dräneras lätt genom det avvattnade slammet.

Frysdjupet kan uppskattas med hjälp av den så kallade graddagarsmetoden (Hernebring/Lagesson, 1986). Istjockleken beräknas enligt:

$$h = k \cdot \sqrt{S}$$

där  $h$  = istjockleken (cm)

$S$  = köldmängden (antal negativa graddagar)

$k$  = graddagarskonstant,  $\text{cm}/\sqrt{(\text{graddag})}$ .

Som medelvärde för norra Sverige anges  $k = 3,6 \text{ cm}/\sqrt{(\text{graddag})}$ . Avvikelsen från denna konstant är liten för slaminfrysning (Hernebring/Lagesson, 1986).

Medelvärden på frysdjupet i cm redovisas nedan för några orter i Sverige:

---

Medelköldmängd(°C.dygn) Frysdjup(cm)

Luleå	1185	120
Piteå	1032	113
Stockholm	252	56
Göteborg	96	34

Eftersom fryshastigheten avtar successivt med ökande istjocklek på grund av det ovanliggande isskiktets isolerande effekt, är det fördelaktigt att frysa i etapper. Man får då en effektivare infrysning och behovet härav torde accentueras på sydligare breddgrader. Detta styrker Reeds et. al i en rapport från 1985 där man hävdar att infrysningen bör ske i 8 cm tjocka lager i det klimat som råder i norra USA.

Arealåtgången för frystorkningsupplag har grovt uppskattats till 2m<sup>2</sup> per person-ekvivalent om man förutsätter att ett 0,8 m tjockt lager utlägges. Vidare förutsätter uppskattningen att ett konventionellt efterfällningsverk med försedimentering, aktiv slamprocess och fällning med AVR har genererat slammet (Hernebring och Lagesson 1986). Nordiska ministerrådet anger i VA-Rapport 1988:3 att slamlagrets tjocklek för svenska förhållanden ej bör överstiga 1 m. Med hjälp av kartor för tjäldjupets fördelning i landet kan det lokala, potentiella frysdjupet bedömas.

---

### 3 FÄLTUNDERSÖKNINGAR

För de praktiska undersökningarna har några befintliga anläggningar med delvis olika, naturliga förutsättningar valts. Därigenom kan även effekten av varierande avrinningsförhållanden, infiltrationskapacitet, djup till grundvatten och ålder belysas.

Fältundersökningarna har omfattat:

- Markprovtagningar på olika nivåer under och i anslutning till lagunerna, sammanlagt 91 prover inklusive referensprover,
- Provtagning på grundvatten i rör under och nedströms lagunerna, sammanlagt 126 prover,
- Sammanställning av tidigare utförda analyser av brunns slam.
- Provtagning på gas bildad vid nedbrytning av slammet i lagunerna vid Lögdö, 18 prover,

För genomförande av undersökningen har antalet grundvattenrör kompletterats vid samtliga anläggningar. Sammanlagt har 27 nya grundvattnrör placerats ut.

Markprovtagningarna har utförts genom skruvborrning, spadborrning och provgrovsgrävning i lagunbotten.

Respektive anläggnings avrinningsområde har kartlagts och grundvattnets strömningsriktningar i området har beskrivits med stöd av utförda observationer i grundvattenrören.

Dessutom har en topografisk inmätning gjorts av samtliga anläggningar.

Jord-, slam- och vattenprover har analyserats främst med avseende på fosfor- och kvävefraktioner. Genom lakning har även bestämts hur hårt kväve och fosfor är bundna till markpartiklarna. Vattenproverna har även analyserats med avseende på konduktivitet, som ett mått på den utspädning med rent grundvatten som sker under transporten i marken, och ytterligare vissa parameterar av intresse från miljösynpunkt.

Detaljerade ritningar och sektioner från respektive anläggning finns redovisade i bilaga 2, analysresultat finns sammanställda i bilaga 3.

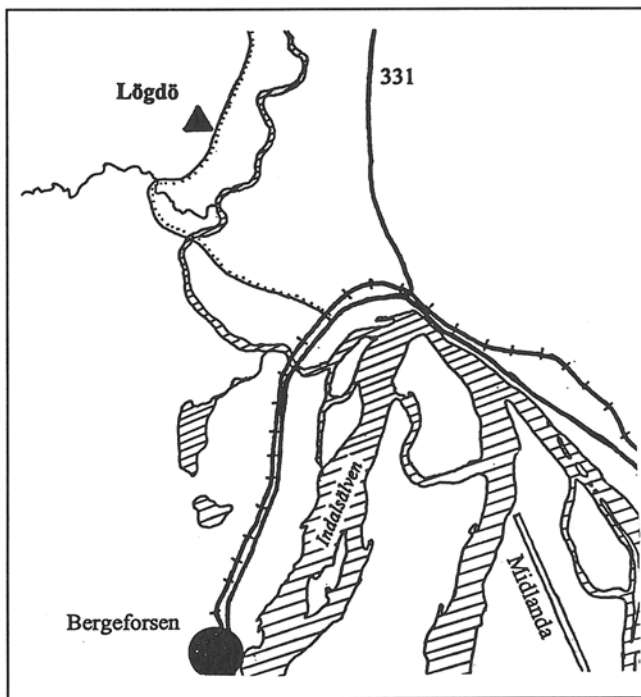
Nedan beskrivs förhållandena vid respektive anläggning närmare, tillsammans med en redovisning av vilka undersökningar som gjorts.

### 3.1 Lögdö slamlaguner, Timrå kommun

Slamlagunerna i Lögdö anlades och togs i bruk 1991. 1996 byggdes anläggningen ut med ytterligare två laguner. Intill lagunerna finns en uppläggningsyta för behandlat slam. Slam som behandlas i lagunerna kommer från trekammarbrunnar och reningsverk i kommunen. Före utbyggnad behandlades årligen 2 700 m<sup>3</sup> slam i lagunerna och enligt det nya tillståndet får årligen tas emot 5 000 m<sup>3</sup> slam för avvattning. Huvuddelen av slammet kommer från enskilda brunnar och större slamavskiljare i kommunen, men ca 10% av årlig volym utgörs av kemiskt fällt slam från reningsverk.

#### Områdesbeskrivning:

Slamlagunerna ligger på mäktiga sedimentavlagringar i Ljustorpsåns dalgång. Avrinningsförhållandena i området är väl definierade och storleken på avrinningsområdet är ca 2,1 km<sup>2</sup>.



**Karta 1:** Lögdö slamlaguner, Timrå kommun

Väster om anläggningen, ca 130 m, går berg i dagen. Ytvatten från berget som leds till Ljustorpsån via en mindre bäck som ligger ca 50 meter väster om anläggningen (se ritning 01). Den sedimentära formationen som lagunerna är placerade i har mycket små nivåskillnader, > 1 meter, (se ritning 02) och vegetationen domineras av gles tallskog med ett fältskikt av mossa med inslag av blåbärs- och lingonris.

Ljustorpsån meandrar kraftigt i dalgången och ca 150 meter öster om anläggningen återfinns en korvsjö som skurits av från en tidigare åfåra. En



---

brant, ca 10 meter hög, sluttning leder från den plana sedimentslätten ner till korvsjön som idag är igenvuxen och har våtmarkskaraktär.

Beskrivning av anläggningen:

Anläggningen består av fyra laguner som vardera rymmer ca 1 000 m<sup>3</sup> och har en area på ca 750 m<sup>2</sup>. Lagunerna är ca 1,5 meter djupa varav 1,3 meter är nedgrävt i naturligt material och 0,2 meter består av uppbyggda vallar.

Påfyllning sker från sugbilar via speciella rör som leder slammet till mitten av lagunen. I anläggningen ingår även en uppläggningsplats för avvattnat slam där frystorkning sker. Hela anläggningen är stängslad med ett två meter högt viltstängsel som är beklätt med insynsskydd.



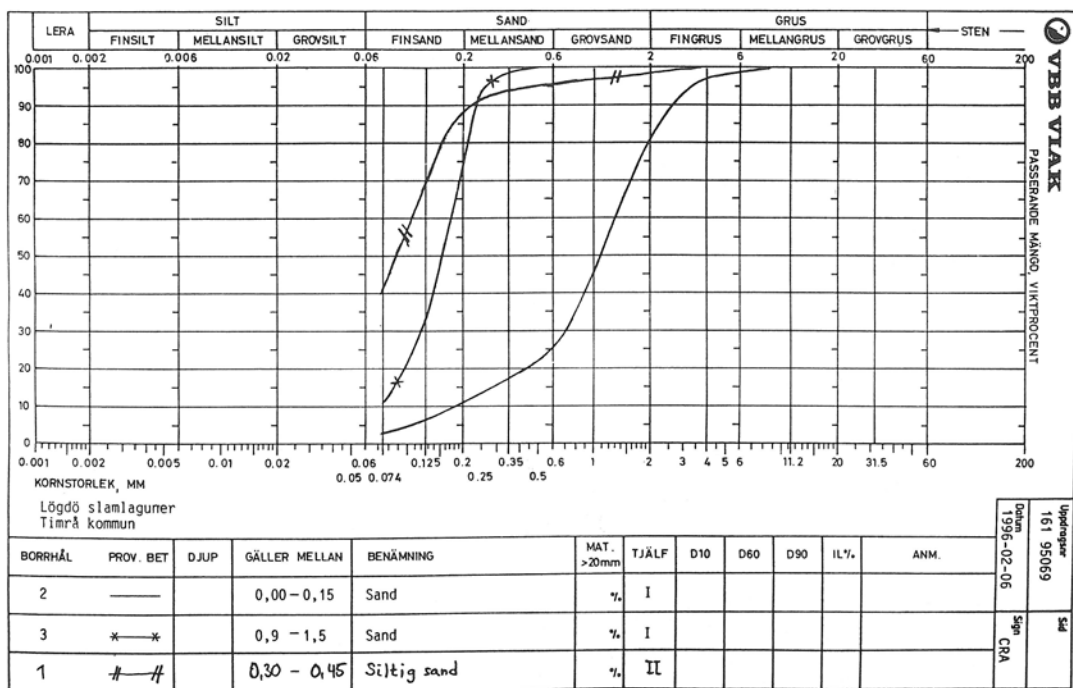
Figur 7. Lögdö slamlaguner

Mark och grundvatten:

Lagunerna är grävda direkt i naturliga sedimentära jordlager. Den dominerande fraktionen är finsandig sand, men skikt av både grusigare och siltigare sandfraktioner återfinns i jordprofilen (se siktdiagram 1). Avlagringens mäktighet är vid lagunerna ca fyra meter och ökar i östlig riktning till drygt tio meter närmast korvsjön. På större djup, närmare berggrunden, återfinns tätare jordlager.

Grundvattentransporten sker på de tätare lagren och avståndet från marktill grundvattenytan är vid lagunerna drygt 3 meter. Längre österut mot korvsjön är grundvattenytan drygt 8 meter under markytan (ritning 01).

Under lagunerna är grundvattenytan något förhöjd till följd av infiltrerande avloppsvatten. En föroreningsplym rör sig till ett avgränsat utströmningsområde i och runt korvsjön (väst-sydväst från anläggningen). Vattnets rörelseriktning indikeras av nivåmätningar i grundvattenrör, som redovisas på ritning 01 i bilaga 2.



Figur 8. Siktendiagram från markprofilen under en slamlagun i Lögdö

### Utfört arbete

Inom ramen för projektet har 9 grundvattenrör satts i de sedimentära avlagringarna. Sedan tidigare fanns här 8 grundvattenrör. Grundvattennivåer har regelbundet lästs av och ett antal vattenprover har tagits i rören för att belägga hur föroreningsplymen från anläggningen rör sig. Vid arbetet med att sätta rören har jordlagerföljden dokumenterats.

Markprover har tagits ut på olika nivåer under slamlagunen och analyserats på bl a kväve och fosfor. Vissa prover har även siktats. Ett referensprov har även tagits på marken uppströms anläggningen för att visa de naturliga halterna i sanden.

Avgången av metan och koldioxid från lagunens yta och vallar har mätts för att belysa storleksordningen av de emissioner som sker från en slamlagun till följd av rötningsprocesser.

Området runt lagunerna är inmätt i ett lokalt höjdsystem och finns redovisat i plan och sektion (ritning 01 och 02 i bilaga 2).

## 3.2 Tjärned slamlaguner, Kramfors kommun

Slamlagunerna i Tjärned anlades och togs i bruk 1995. Anläggningen består av två avvattningsslamlaguner och en uppläggningssyta för avvattnat slam. Årligen tar anläggningen emot ca 2 000 m<sup>3</sup> slam från enskilda och större slamavskiljare i området.

### Områdesbeskrivning:

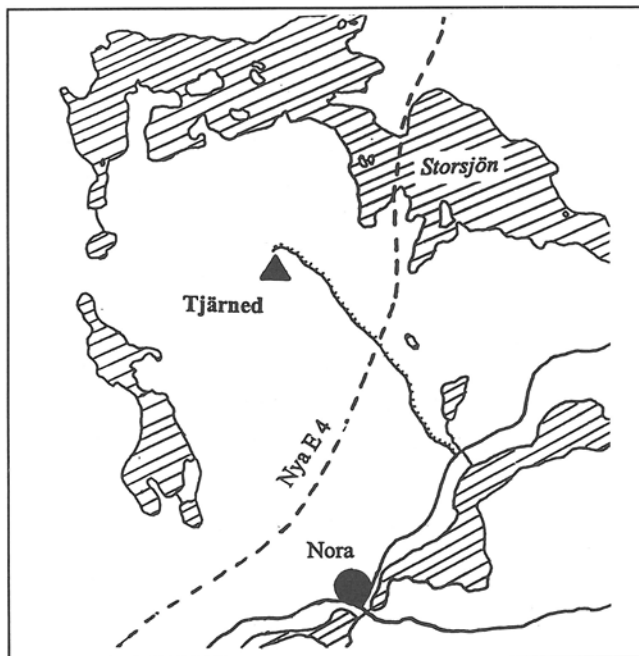
Anläggningen är lokaliserad i Tjärned i Kramfors kommun och ligger högt

upp i ett avrinningsområde i anslutning till en avslutad grustäkt (se karta 2 nedan och ritning 03 i bilaga 2).

Avrinningsområdets storlek uppströms anläggningen är drygt 0,3 km<sup>2</sup>. Tidigare har sand från grustäkten sköljts med ytvattnet och avsatts i området kring lagunerna där torv idag ligger omlagrat med sandfraktioner, drygt hundra meter nedströms anläggningen.

Ca 100 respektive 50 meter norr och nordost om anläggningen går berg i dagen.

Området där anläggningen är uppbyggd lutar mot sydväst och den slutliga ytvattenrecipienten är Norafjärden som ligger ca 2,5 km söder om anläggningen.



**Karta 2.** Tjärned slamlaguner, Kramfors kommun

Vegetationen i den sänka där föroreningsplymen rör sig består närmast lagunerna av blandskog med fältskikt av risväxter och markskikt täckt av skogsmossor och gräs. Strax söder om grundvattenrör 7 sker en successiv förändring till våtmark via tallskog av impedimentkaraktär (vitmossetorv med en mäktighet på ca 20 cm) till ren våtmark med mäktigare torvtäcke och enstaka småvuxna träd.

#### Beskrivning av anläggningen:

Anläggningen består av två slamlaguner med en volym på vardera 650 m<sup>3</sup> och en area på 500 m<sup>2</sup>. Intill lagunerna finns en upplägningsplats för behandlat slam där även viss frystorkning av upplagt slam förekommer.

Uppströms anläggningen ligger en avskärande dränering som sänker av

---

grundvattenytan runt lagunerna (se ritning 03). De naturliga marklagren har förstärkts med sand från ett närbeläget grustag så att den omättade zonens mäktighet under lagunerna uppgår till två meter. Tjärned skiljer sig därmed från övriga anläggningar genom att den delvis är uppbyggd med dittransporterad sand.

Ett två meter högt viltstängsel inhägnar anläggningen och tillförsel av slam sker från kanten på respektive lagun. Påfyllningsstället är erosionskyddat med geotextil som hålls på plats av stockar.



**Figur 9.** Tjärned slamlaguner

#### Mark och grundvatten:

En källa uppströms anläggningen gör att grundvattenflödet i de naturliga jordlagren är högt och att grundvattenytorna ligger nära markytan (se ritning 04, bilaga 2).

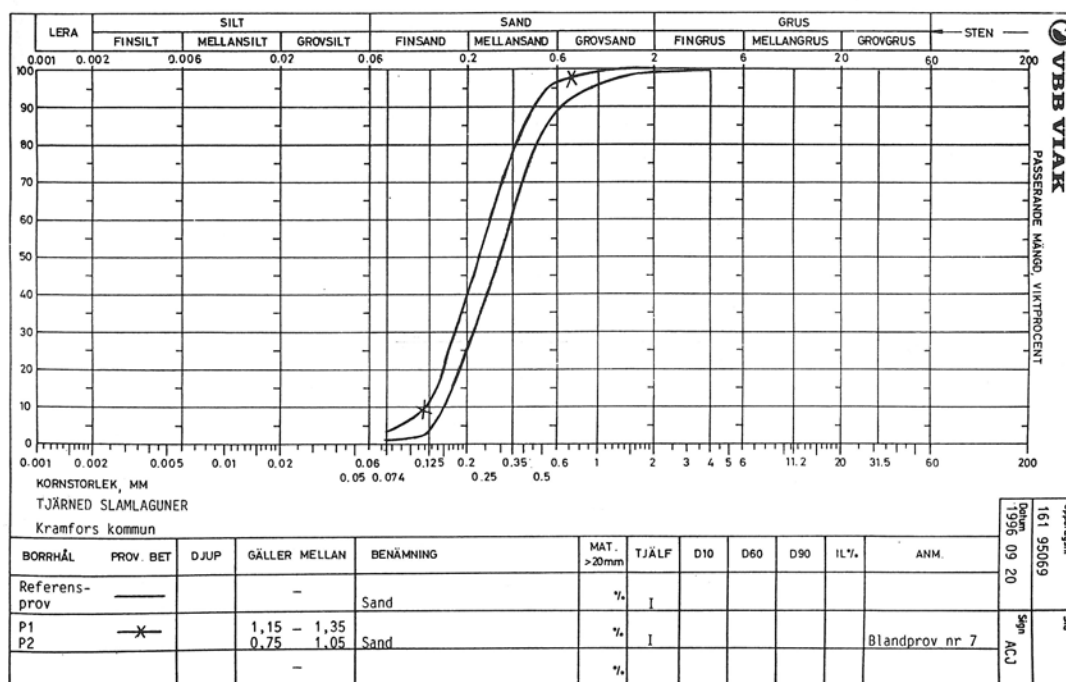
Grundvattentransporten och föroreningsplymen från anläggningen rör sig i en markerad sänka vilken även definierar avrinningsriktningen från anläggningen.

Sträckan från Gv 7 till nya E4-sträckningen, ca 750 meter, utgörs omväxlande av våtmark och dikade skogspartier. Från E4 ned till Norafjärden samlas vattnet upp och avleds via diken.

Jordlagerföljden norr om lagunerna utgörs av grusig morän med högt innehåll av organiskt material och en mäktighet på drygt en meter, se sikt-diagram nedan. Denna underlagras av lera som är avsatt direkt på berget.

Från lagunerna i sydvästlig riktning utgörs den övre delen av marklagren fortgående av grusig morän med ca en meters mäktighet. Det lerskikt som underlagras moränen i norr övergår successivt till ren silt mot söder. Ditzkörda massor för förstärkning av den omäntade zonens mäktighet utgörs av ensartad finsand.

Specifikt för Tjärned är att grundvattentransporten sker så ytligt att ämnen som transporteras är åtkomliga för biologiskt upptag av vegetationens rotsystem. Detta gäller för en sträcka av uppskattningsvis 800 meter.



Figur 10. Sikt-diagram för markprover från Tjärned

### Utfört arbete:

Området närmast lagunerna är inmätt i ett lokalt höjdsystem och finns redovisat i plan och sektion (ritning 03 och 04, bilaga 2).

För att kontrollera påverkan på grundvattenmagasinet finns sju grundvattenrör satta. Ett av dessa är placerat uppströms lagunerna där grundvattnet ej är påverkat av föroreningar. Vattenprover har tagits ut från grundvattenrör samt från ytvattenpunkter (se ritning 03, bilaga 2) ungefär

---

en gång i kvartalet och visar påverkan på kort sikt. Jordlagerföljder vid respektive rör finns dokumenterade (se sektion 04, bilaga2).

Under en av lagunerna har markprover tagits ut och analyserats enligt metod beskriven ovan. Referensprover har uttagits dels i de naturliga jordlagren och dels i det grustag där sand hämtats för att bygga upp filtren.

### **3.3 Invik slamlaguner, Kramfors kommun**

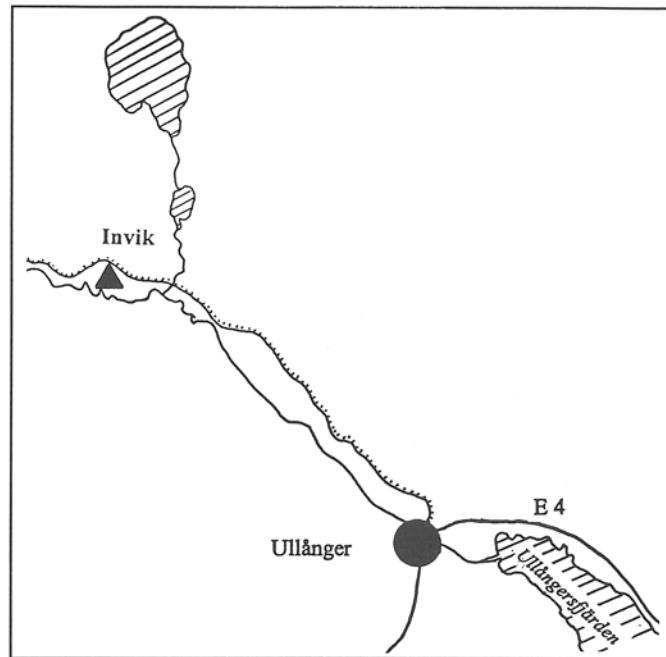
Slamlagunerna i Invik är de äldsta av de undersökta och togs i drift 1971. Här finns sex slamlaguner med olika storlek. Enligt tidigare tillstånd fick man årligen ta emot 2 000 m<sup>3</sup> slam per år. Sedan 1994 har denna mängd utökats till att årligen omfatta 3 500 m<sup>3</sup> per år. Ungefär en tredjedel av slammet kommer från enskilda brunnar och två tredjedelar från mindre kommunala verk med viss andel kemfällt slam. Intill lagunerna finns en uppläggningsyta för mellanlagring av behandlat slam.

#### Områdesbeskrivning:

Slamavvattningslagunerna ligger i Inviksåns dalgång i en avslutad grustäkt (karta 3 nedan och ritning 05 i bilaga 2). Ungefär 100 meter norr om anläggningen går berg i dagen. Ytlig avrinning från högre belägna områden avleds av ett dike vid den väg som passerar ett tiotal meter ovanför anläggningen. Området närmast söder om lagunerna sluttar svagt åt söder och vegetationen består av ett skifte ungskog samt ett skifte uppvuxen granskog. Närmast anläggningen, ca 50 meter, märks en tydlig vegetationsförändring med dominerande inslag av kvävefördragande växter som mjölkört och brännässla.

Ungefär 100 meter söder om lagunerna har Inviksån eroderat bort jordavlagringarna och en ca 10 meter djup ravin sluttar brant ned mot ån. Ett antal mindre forsar förekommer där ån löper över bergklackar. Lugnare partier förekommer mellan dessa där bergrundens topografi skapat kortare uppdämda avsnitt.

Avrinningsområdets storlek är ca 0,7 km<sup>2</sup> och riktningen på grundvattenströmmarna är generellt mot sydost.



**Karta 3.** Inviks slamlaguner, Kramfors kommun

Beskrivning av anläggningen:

De sex lagunerna är alla olika stora och djupa. Den minsta lagunen rymmer ca 150 m<sup>3</sup>, den största ca 1 200 m<sup>3</sup> och den totala volymen på samtliga laguner är ca 4 200 m<sup>3</sup> (se ritning 06, bilaga 2). Tippning sker från ena kanten av lagunerna och alla laguner drivs samtidigt. Intill lagunerna finns en uppläggningsyta för frystorkning av slam som behandlats i lagunerna. Anläggningen är delvis inhägnad av ett ca 1 meter högt viltstängsel. Avståndet från lagunbotten till grundvattenytan är mellan en och två meter.

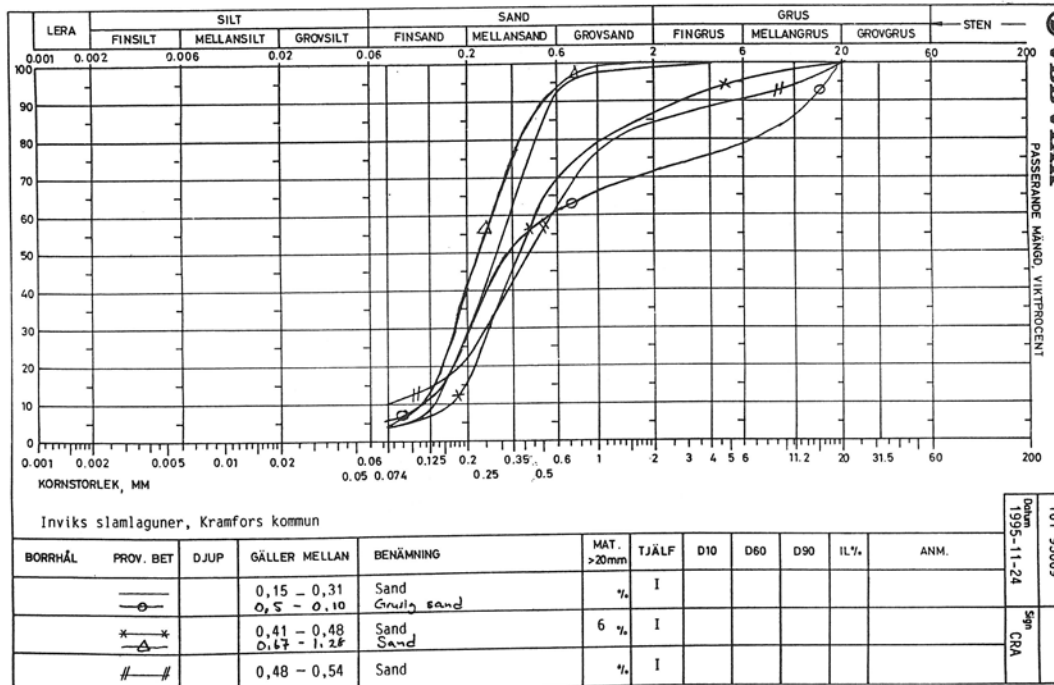
Mark och grundvatten:

Längs Inviksåns dalgång löper enligt geologiska kartan en grusås som bitvis är överlagrad av andra jordarter. Åsen är vid lagunerna överlagrad och efter utplacering av tre kompletterande grundvattenrör ca 50, 150 och 300 meter öster om anläggningen har konstaterats att åsen och den sedimentära avlagringen, som lagunerna till övervägande del är utgrävda i, har två olika akviferer med olika grundvattennivåer (se ritning 07 och 08, bilaga 2).

Materialet i den sedimentära formation som överlagrar åsen består i huvudsak av finsand med inslag av silt. Formationen har troligen uppkommit genom svallning och den kappa av sorterat material som täcker åsen har en kornstorleksfördelning som blir finkorningare på djupet, ren silt och lera.

Eftersom lagunerna är placerade så att föroreningar härifrån kan påverka två olika grundvattenmagasin är miljöpåverkan från anläggningen komplex och svår att överblicka.

Föroreningsplymen från de laguner som ligger närmast dalgångens centrum rör sig i rakt sydlig riktning och påverkar grundvattenmagasinet i de överlagrande sedimenten. De laguner som ligger närmast vägen, östligt, kan påverka åsens grundvattenmagasin.



Figur 11. Sikttdiagram för material under en slamlagun i Invik

### 3.4 Rå slamlagun, Sollefteå kommun

Slamlagunen i Rå är belägen strax nordväst om Näsåker mellan Sollefteå och Junsele (se karta 4 nedan). Anläggningen togs i drift 1981 och har under åren 1981-1994 årligen tagit emot ca 800 m<sup>3</sup> slam från enskilda slamavskiljare i närheten. Från och med 1994 har man årligen behandlat ca 1 700 m<sup>3</sup> slam i lagunen. Lagunens volym är ca 1 500 m<sup>3</sup>.

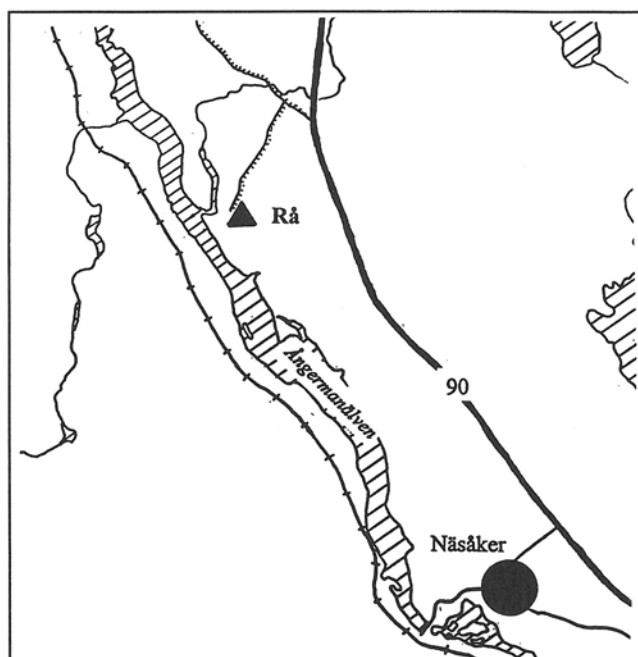
#### Områdesbeskrivning:

Slamlagunen är utgrävd i ett avslutat grustag i kuperade sedimentära avlagringar. Ca 250 meter sydväst om anläggningen rinner Ångermanälven, som utgör recipient, förbi. Höjdskillnaden från anläggningen till Ångermanälvens yta är ca 50 meter och marken sluttar från anläggningen i flera etage ner till älven. Öster om anläggningen är marken planare och huvudsakligen bevuxen med tallskog. I västlig riktning ca 30 meter från anläggningen finns en brant, kalavverkad, sluttning som tidigare huvudsakligen varit bevuxen med granskog. Ca 15 meter nedanför krönet på branten breder en plan våtmark ut sig i vilken den huvudsakliga föroreningsplymen går i dagen (se ritning 09). Denna våtmark är utdikad och vatten härifrån leds via en mindre bäck ned till älven.

På ett litet område i utkanten av våtmarken (Rör 4) märks tydliga vegetationsförändringar där bredbladiga gräs dominerar. Avståndet från



våtmarken till anläggningen är drygt 50 meter.



**Karta 4:** Rå slamlagun, Sollefteå kommun

#### Beskrivning av anläggningen:

Anläggningen består av en lagun som är utgrävd i det naturliga materialet. Lagunen är drygt 2,5 meter djup med en area av ungefär  $760 \text{ m}^2$  och volymen är ca  $1\,500 \text{ m}^3$ . Anläggningen är omgärdad av ett två meter högt viltstängsel. Tippning i lagunen sker från slambilar via en ränna av plåt som leder slammet ner till lagunen, ca 5 meter nedanför. Anläggningen har aldrig blivit tömd och uppläggningsplats för slam intill lagunen saknas.

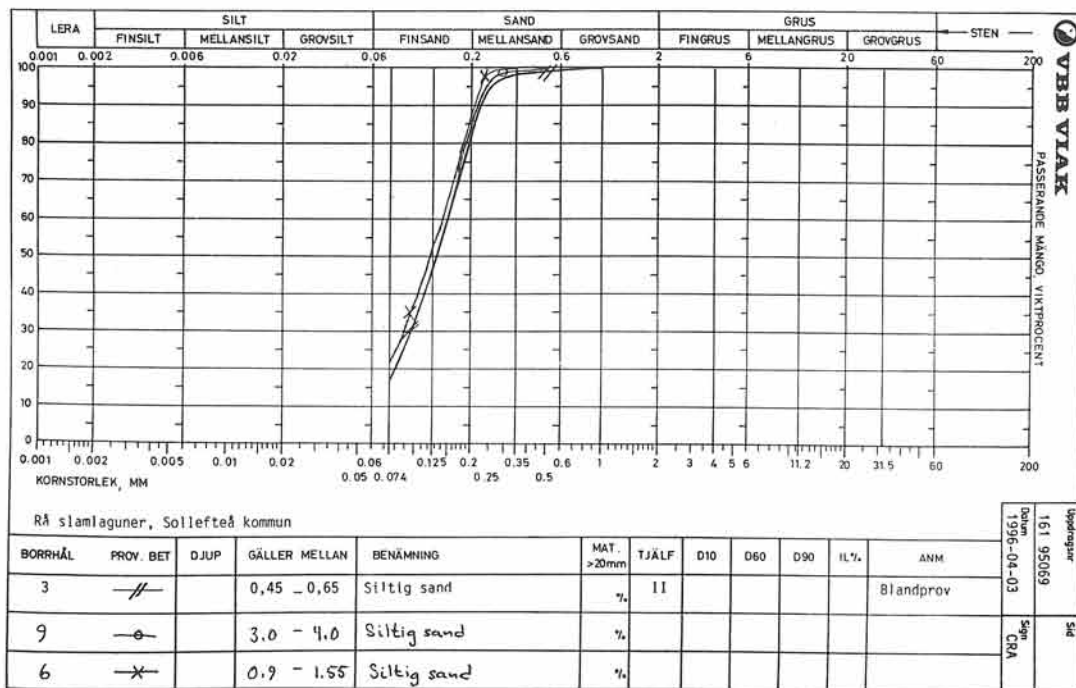
Anläggningen ligger centralt i avrinningsområdet som är ca  $1,0 \text{ km}^2$  stort.

#### Mark och grundvatten:

Grundvattnets huvudsakliga rörelseriktning är sydvästlig. Grundvattenytan återfinns drygt 8 meter under lagunens botten vilket gör att denna anläggning har den mäktigaste omättade zonen av de undersökta (se ritning 10). Marken består i huvudsak av finsand med inslag av tunnare linser med siltig sand (se siktdiagram nedan).



Figur 12. Markprovtagning under Rå slamlagun



Figur 13: Siktogram från jordprofilen under Rå slamlagun

Utfört arbete:

Inom ramen för projektet har fyra grundvattenrör satts ur vilka prover har tagits för analys av parametrarna beskrivna ovan. Analyser av vatten har

---

utförts vid ett flertal tillfällen dels inom ramen för projektet och dels enligt kontrollprogrammet. I samband med utplaceringen av rören har jordlagerföljder dokumenterats. Läge på anläggningen och rör visas i plan, ritning 09 och sektion, ritning 10.

Markprover har tagits ut med handdriven spadborr ned till ett djup av drygt 5 meter under lagunbotten. Referensprov är uttaget intill anläggningen på ett djup av 0,5 meter.

## 4 RESULTAT

Nedan presenteras resultaten från utförda undersökningar. Analysresultaten finns sammanställda i tabellform i bilaga 3.

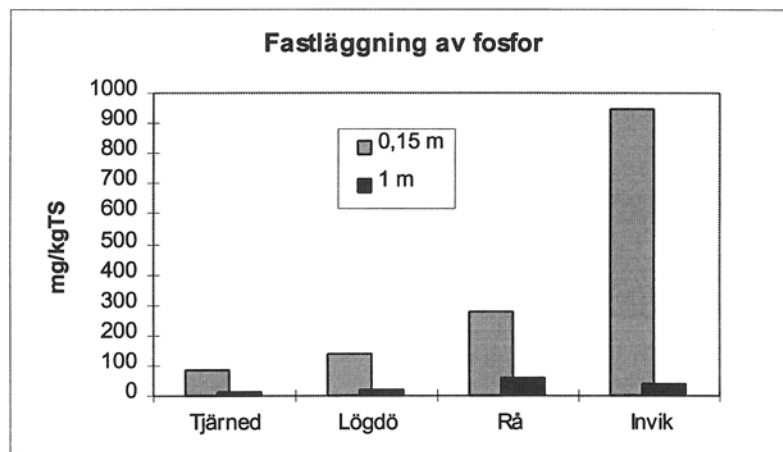
### 4.1 Fastläggning i marken

Undersökningar av markprofiler i den omättade zonen under samtliga i projektet ingående anläggningar visar att påverkan från slamavvattningen framförallt sker ytligt. Utanför lagunerna har eventuell fastläggning av föroreningar i den omättade zonen inte undersökts.

#### 4.1.1 Fosfor

Analys av opåverkat naturmaterial från alla anläggningar visar att markens naturliga totalfosforhalt, inklusive mineralbundet fosfor, ligger i intervallet 210-400 mgP/kgTS (mg fosfor per kilo torrsubstans).

Resultaten från Lögdö, Invik och Rå visar att fastläggning av fosfor framförallt sker ytligt (de översta 0-30 cm). Här har halter utöver de naturliga på mellan 150-900 mgP/kgTS påträffats i de ytliga lagren. De högsta halterna har påträffats under den äldsta lagunen (Invik) och de lägsta under den yngsta (Tjärned). Detta tyder på att det ännu efter 25 års drift ej har uppnåtts en total fosformättnad i marken, se diagram nedan.



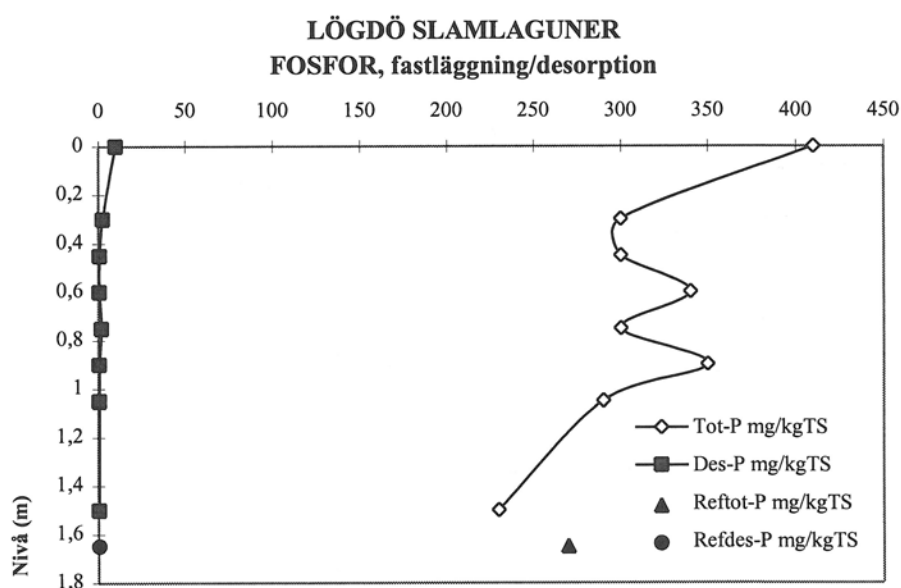
Figur 14. Fosforhalter på två olika nivåer i den omättade zonen under slamlaguner. Halten i referensprover från dragen.

Inte vid någon av de fyra anläggningarna finns tecken på att en fosforfront skulle röra sig nedåt i profilen. Vid samtliga anläggningar uppnås naturliga bakgrundsvärden mellan 1-1,5 meter under lagunbotten. Halten fosfor sjunker snabbt från de ytligaste centimetrarna och nedåt.

Lakning av markprover har skett med en svagt surgjord lösning enligt metod beskriven i bilaga 1. Lakningen avser efterlikna den maximala urlakning som ska kunna ske långsiktigt genom en försurad nederbörd över området.

Lakningsresultaten från de olika nivåerna under lagunerna visar att fastläggningen av fosfor är hård. Endast från prover tagna ytligt i profilen frisätter den använda lakningsmetoden mer fosfor än vid lakning av de opåverkade referensproven. Mellan 5-10% av den totala fosforhalten kunde frisättas vid lakningsförsök.

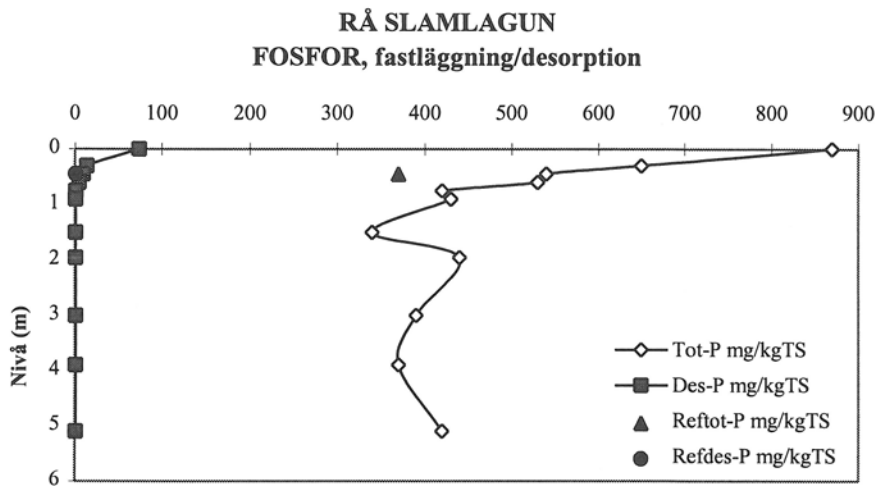
Analyser av totalhalten fosfor visar att det ytligt finns mellan 150 - 1 000 mgP/kgTS relativt hårt bunden fosfor. Det lägsta värdet är från den yngsta anläggningen och det högsta värdet är från den äldsta anläggningen. Nedan redovisas analysresultaten från markprover på olika nivåer under lagunerna, dels som totalfosforhalter (Tot-P) och dels som mängden lakbar fosfor på respektive nivå (Des-P). Även resultaten från analyserna på referensproverna redovisas i diagrammen (Reftot-P och Refdes-P).



**Figur 15.** Fosforhalter och mängd lakbar fosfor i marklagren under slamlagunerna i Lögdö, Timrå kommun.

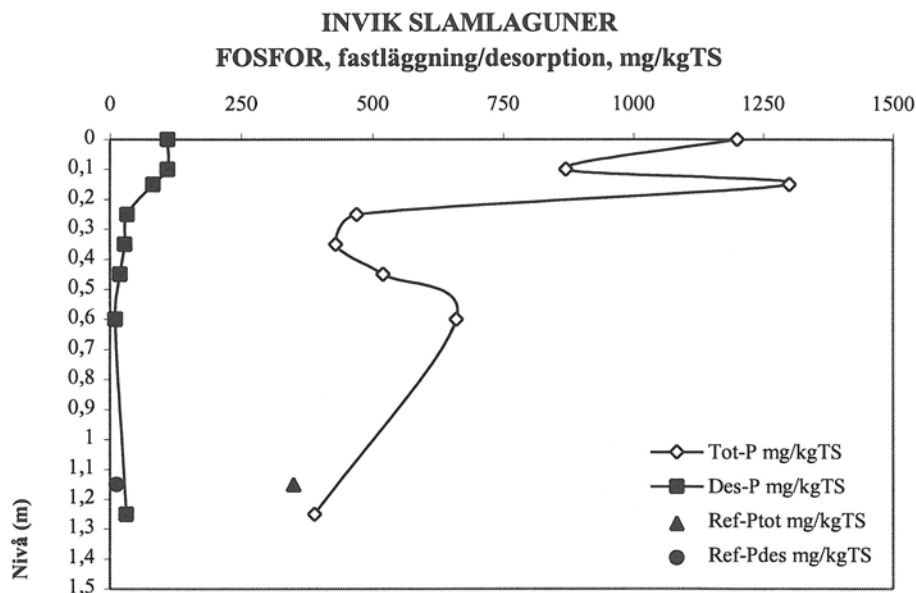
Analyser på jord hämtad under Lögdö slamlaguner visar att fastläggningen sker ytligt. På ca 0,5 meters djup under lagunbotten är totalhalten i paritet med referensprovet.

Lakförsöken visar att fastläggningen av fosfor dessutom är stark då ingen fosfor, utöver halter som lakförsöket med referensjorden, frisattes på nivåer lägre än 0,3 meter under lagunbotten.



**Figur 16.** Fosforhalter och mängd lakbar fosfor i marklagren under Rå slamlagun, Sollefteå kommun.

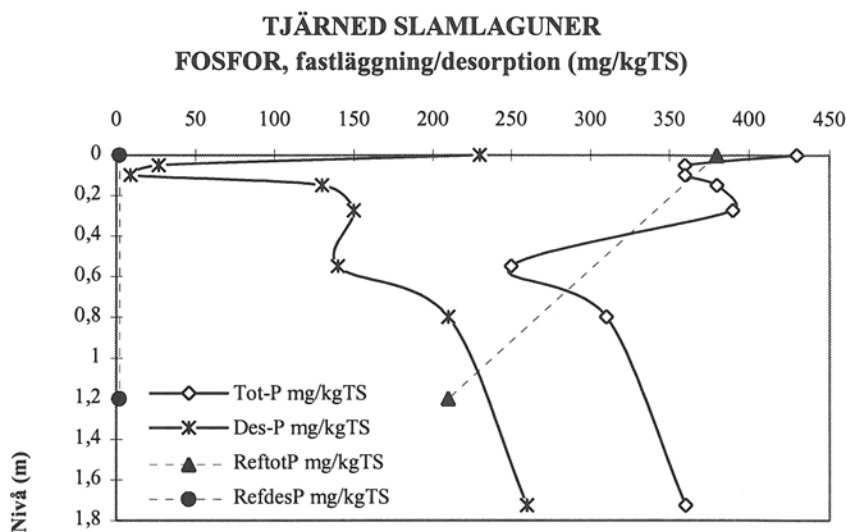
Fastläggningen av fosfor i marklagren under Rå slamlagun är stark och sker ytligt. Fosforpåverkan kan ej påvisas på nivåer under 1 meters djup. De variationer i totalhalt som framkommer beror sannolikt på variation i kornstorleksfördelning samt naturliga variationer i ursprungsmaterialets fosforhalt. Lakningsförsöken visar att fosfor frisätts till liten del på nivåer mellan lagunbotten och 0,75 meter nedåt. Lagunen har belastats kontinuerligt sedan 1981 utan att de ytligare lagren av sand har bytts ut vilket visar att adsorptionen av fosfor kan fortgå under lång kontinuerlig belastning.



**Figur 17.** Fosforhalter och mängd lakbar fosfor i marklagren under Inviks slamlaguner, Kramfors kommun.

Markanalyserna från jordprofilen under Inviks slamlaguner visar samma mönster som Lögdö och Rå, d v s stark bindning av fosfor till de ytligare jordlagren och att fosforpåverkan ej kan skönjas på större djup än 1 meter under lagunbotten. Lagunen har varit i drift i drygt 25 år och de ytligaste

sandlagren har bytts ut vid något tillfälle. Omfattningen och hur mycket av den ytligare sanden som bytts ut och hur stor del av markprofilen som stått under påverkan under hela drifttiden finns ej dokumenterat.



**Figur 18.** Fosforhalter och mängd lakbar fosfor i marklagren under Tjärned slamlaguner, Kramfors kommun.

Resultaten från anläggningen i Tjärned är mer svårtolkade och följer inte samma mönster. Eftersom anläggningen delvis är uppbyggd av tillfört material, och delar av den naturliga markens ytskikt finns inblandat i profilen under den tillförda sanden, kan uttagna prover ha varierande karaktär. Analysresultat från referensprover (opåverkad sand) från de två naturmaterialen visar att egenskaperna är skilda. Det opåverkade materialet på plats höll en totalfosforhalt på 210 mgP/kgTS medan det ditfraktade materialet höll en halt av 300 mgP/kgTS.

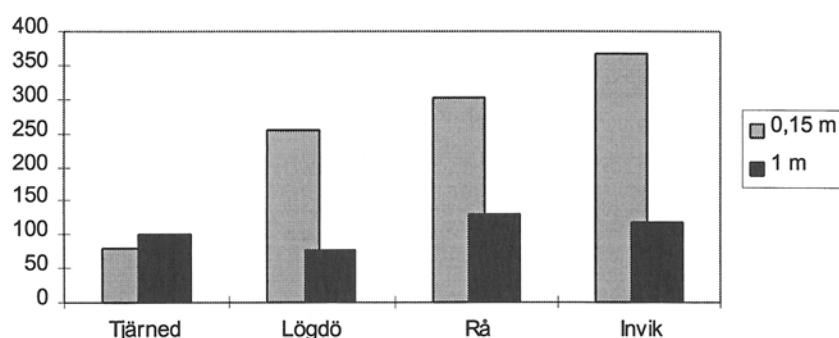
Eventuellt kan kanalströmningar ha förekommit innan filterytan satt sig och blev packad, vilket delvis kan förklara att fosforhalterna inte avtar mot djupet på samma sätt som vid övriga anläggningar.

Innan markprovtagning skedde hade den undersökta lagunen i Tjärned varit belastad under endast nio månader.

Lakning av fosfor under Tjärned slamlaguner visar att en mycket stark fastläggning av fosfor sker ned till ca 15 cm djup i det påförda materialet. Under denna nivå stiger lakbarheten kraftigt och är på nivåer under en meters djup (naturligt material) högre än de totalhalter som uppmätts i referensmaterialet. De avvikande resultaten kan delvis bero på att anläggningen är ny och att uttagna prover inte är representativa för hela anläggningen p g a den materialomblandning som skett vid uppbyggnaden.

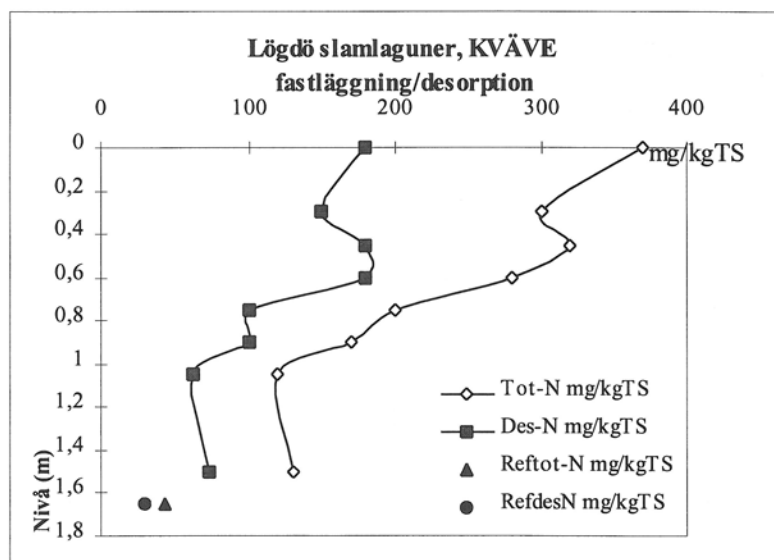
#### 4.1.2 Kväve

Analys av opåverkat referensmaterial från anläggningarna visar att den naturliga halten i de undersökta jordarna varierar mellan 30-90 mgN/kgTS. Analyser från provtagningsprofilen under lagunerna visar att det ytligt finns ca 150-350 mgN/kgTS och på ca en meters djup finns ca 80-140 mgN/kgTS utöver de naturliga halterna. Halterna minskar i de flesta fall linjärt nedåt i profilen.



**Figur 19.** Kvävehalter på två olika nivåer i den omättade zonen under slamlaguner. Halten i referensprover från dragen.

För kväve är lakbarheten genomgående betydligt större än för fosfor. Någon skillnad i lakbarhet beroende på djupet under lagunbotten kan inte konstateras. Jämfört med urlakningen från referensproverna är kvävelakningen från de påverkade proverna betydligt större än vid motsvarande jämförelse för fosfor. Det visade sig vid lagningsförsöken att mellan 45-60% av den totala mängden analyserat kväve för respektive nivå kunde frisättas.



**Figur 20.** Kvävehalter och mängd lakbar kväve i marklagren under Lögdö slamlaguner, Timrå kommun



---

Analysresultaten från markprover under Lögdö slamlaguner visar att totalhalten kväve i marken minskar linjärt nedåt i profilen. Kurvan som visar lakbarheten följer i stort samma mönster vilket visar att lakbarheten är den samma för olika nivåer i profilen. Påverkan på marklagren i den omättade zonen är påtaglig i jämförelse med de naturliga bakgrundshalterna som representeras av referensproverna. Kväveföreningarna passerar således, i motsats till fosfor, till stor del genom den omättade zonen.

## **4.2 Påverkan på grundvattnet**

### **4.2.1 Föroreningsplymens utbredning**

Påverkan av den grundvattenakvifär där lagunerna ligger indikeras tydligast genom analys av konduktivitet, klorid och totalkväve. Förändringar i konduktivitet och kloridhalt i grundvattnet på olika avstånd från lagunerna avspeglar den utspädning med rent grundvatten som sker vid transporten i marken. Jämförelser mellan konduktivitetsförändringar och halten av andra föreningar ger därför möjlighet att bedöma respektive ämnes rörlighet i marklagren.

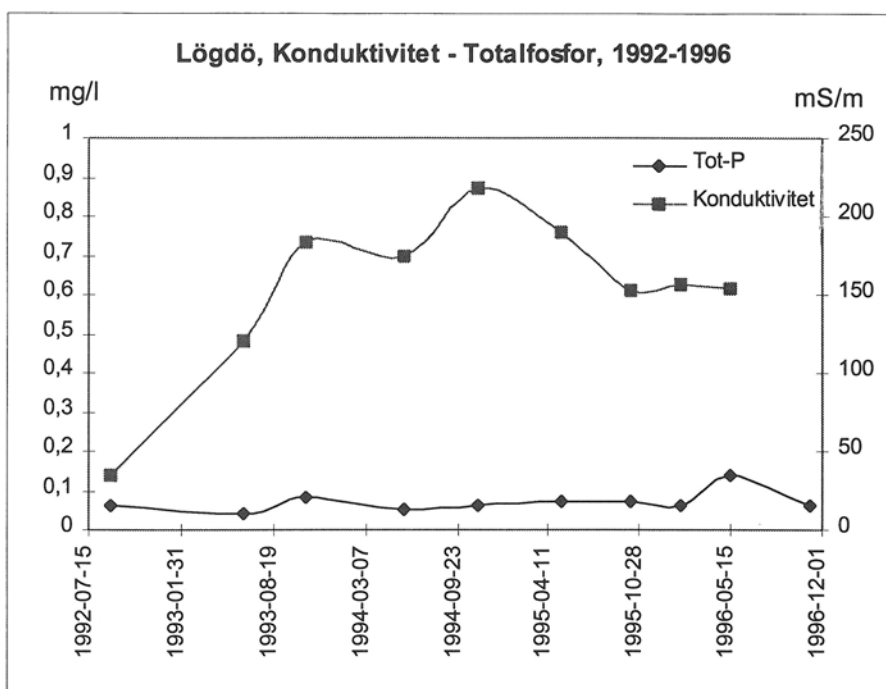
### **4.2.2 Fosfor**

I samtliga undersökta rör är fosforhalten i grundvattnet låg (medelvärde 0.08 mg/l). Detta gäller även i de grundvattenrör som är placerade i direkt anslutning till anläggningarna (lagunvallen).

Vid jämförelse med vatten från referensrören är förhöjningen obetydlig. Resultatet från samtliga analyser utförda inom ramen för projektet, och sammanställning av tidigare utförda analyser, visar att variationer i halt förekommer i alla rör. Dessa kan antingen bero på naturliga fluktuationer, att halterna är så låga att de ligger i närheten av analysmetodens detektionsgräns, att proverna kontaminerats eller att halterna verkligen varierar mellan de olika provtagningstillfällena.

De låga halterna i grundvattnet nära lagunerna visar att fosforföreningar i liten utsträckning transporteras vidare med grundvattnet. Det fosfor som finns i slammet stannar således till helt övervägande del vid anläggningarna, dels i slammet och dels bundet i marken direkt under lagunerna.

I figuren nedan visas att fosforhalterna i grundvattnet ca 20 meter från en avvattningslagun (Lögdö) är konstanta över tiden trots att dräneringsvattnet från avvattningen enligt konduktivitetsvärdena påverkar grundvattnet redan från 1993.



**Figur 21.** Konduktivitets- och totalfosforhalter i grundvattenrör 1, ca 20 meter från slamlagunen, 1992 - 1996.

Vid undersökningar av transport av fosforföreningar i den omättade zonen i ett grundvattenmagasin utförda vid University of Waterloo i Kanada har man funnit att fosforföreningars transport genom marklagren i den mättade zonen kan liknas vid transport av partiklar genom ett jonbyrtmedium.

Fosforföreningarnas transporthastighet genom de undersökta marklagren var ungefär 20 gånger lägre än grundvattnets egen. Rörelsehastigheten på "fosforplymen" var i det undersökta fallet ca 1 meter per år. En viss adsorption sker således till markpartiklar även under grundvattenytan.

Antar man att en fosforplym skulle röra sig i enlighet med detta vid de undersökta anläggningarna så innebär det att ett tydligt genomslag av fosforföreningar skulle ha märkts vid vattenanalyser hämtade ur följande grundvattenrör (läge, se ritningar i bilaga 2):

Lögdö	Rör 2
Rå	Rör 1 & 5
Invik	Rör 9601 & 2
Tjärned	Inget

Analysresultaten från dessa rör visar dock inte på någon förhöjd halt av fosfor. Att någon fosforplym skulle utbildas nedströms avvattningslagunerna ens efter lång tids drift, > 20 år, kan således inte påvisas.

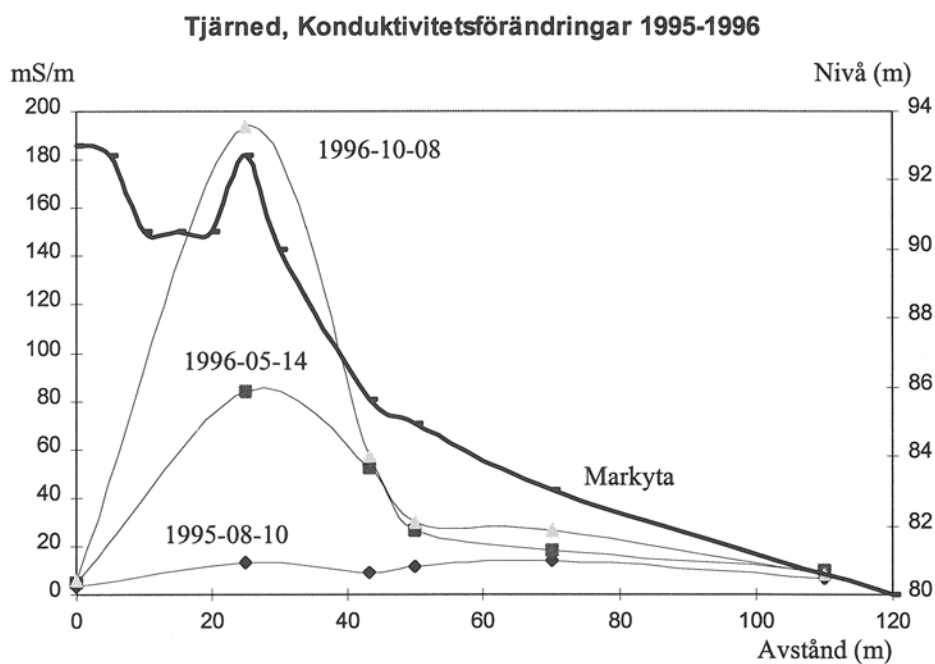
Ett fenomen som visat sig vid flertalet av de nysatta rören är att de först uttagna vattenproverna efter analys visar högre halter av fosfor och kväve än senare uttagna prover. Detta mönster återfinns även i Tjärned där de första proverna uttogs innan anläggningen togs i drift, och kan förklaras av att redoxpotentialen i marklagret ändras när syre tillåts tränga ner vilket i

sin tur leder till frisättning av olika ämnen.

#### 4.2.3 Kväve

Analysresultaten från grundvattenrör vid samtliga anläggningar visar att en påverkan av kväveföreningar sker på grundvattenakvifären nedströms anläggningarna. Tidiga analyser från Lögdö slamlaguner (1992) och de första analyserna från Tjärned (1995) visar att en front av kväveföreningar rör sig med grundvattnet.

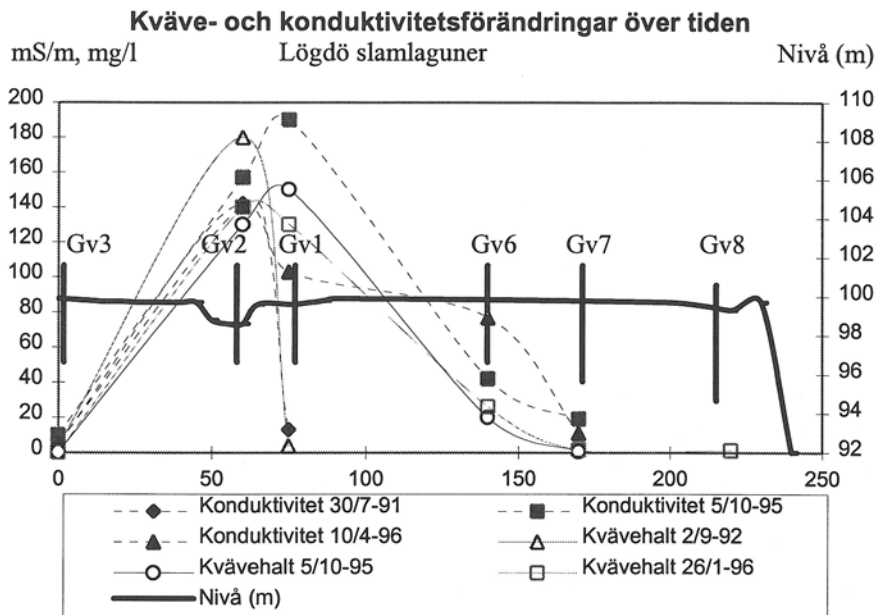
Förhöjningen av totalkvävehalten i rören sker i stort sett samtidigt med förhöjningen av konduktiviteten. Konduktivitetetsvärdet är ett mått på vattnets salthalt, jonhalt. Ett av dessa jonslag är den lättlösliga kloridjonen. Att kväveföreningar kan påvisas i grundvattnet visar även att de är mycket lättlösliga i den omättade zonen (ovan grundvattenytan).



**Figur 22:** Konduktivitetsförändringar i grundvattnet vid Tjärned slamlaguner, Kramfors kommun.

Förhållandet mellan olika kväveföreningar visar att i stort sett allt kväve föreligger som ammoniumkväve närmast anläggningen. På större avstånd från anläggningarna har konstaterats att en viss nitrifikation äger rum under transport i grundvattnet.

Analysen från anläggningar som varit i drift under en längre period visar att konduktivitets- och totalkvävehalterna i rören stabiliseras med tiden. Nedanstående exempel från Lögdö visar hur snabbt en påverkan på grundvattnet märks. Konduktivitets- och kvävehalterna i de rör som ligger nära lagunerna varierar även beroende på vilken lagun som är i drift.

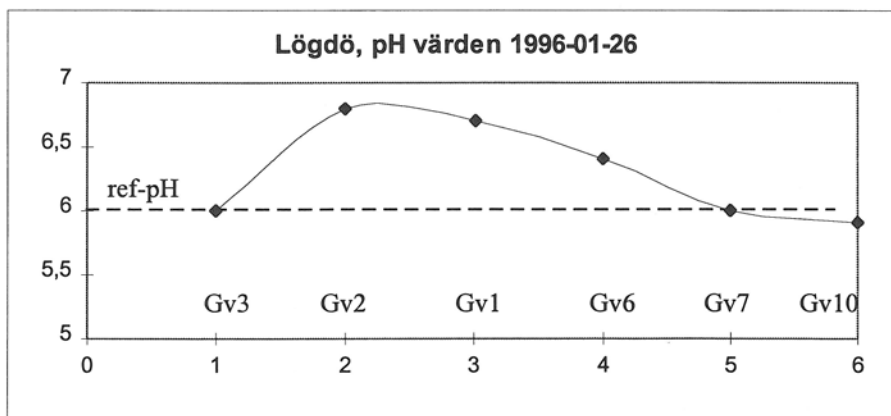


**Figur 23.** Konduktivitets- och kväveförändringar i olika grundvattenrör vid Lögdö slamlaguner under perioden 1992-1996.

I Lögdö kunde konduktivitets- och kvävepåverkan skönjas i grundvattenrör 2, placerat mellan lagunerna, kort efter idrifttagandet av anläggningen. En förhöjning av halterna har sedan kunnat följas nedströms från rör till rör fram till grundvattnerör 7 som ligger ca 170 meter från lagunerna. Efter drygt 5 års drift märks ingen påverkan i grundvattenrör 8 som ligger ca 230 meter nedströms lagunerna.

#### 4.2.4 pH

Det vatten som avvattnas från slammet och tränger ner i grundvattnet håller ett högre pH än det naturliga i akvifären. En förhöjning av pH-värdet på upp till drygt 0,5 enheter kan följas i grundvattenrören nedströms anläggningarna. Nedan visas hur pH-värdet påverkas nedströms slamlagunerna i Lögdö i jämförelse med opåverkat grundvatten uppmätt i referensröret (Gv 3).



**Figur 24:** pH-varianter i grundvattnet nedströms slamlagunerna i Lögdö, Timrå kommun, 1996-01-26.