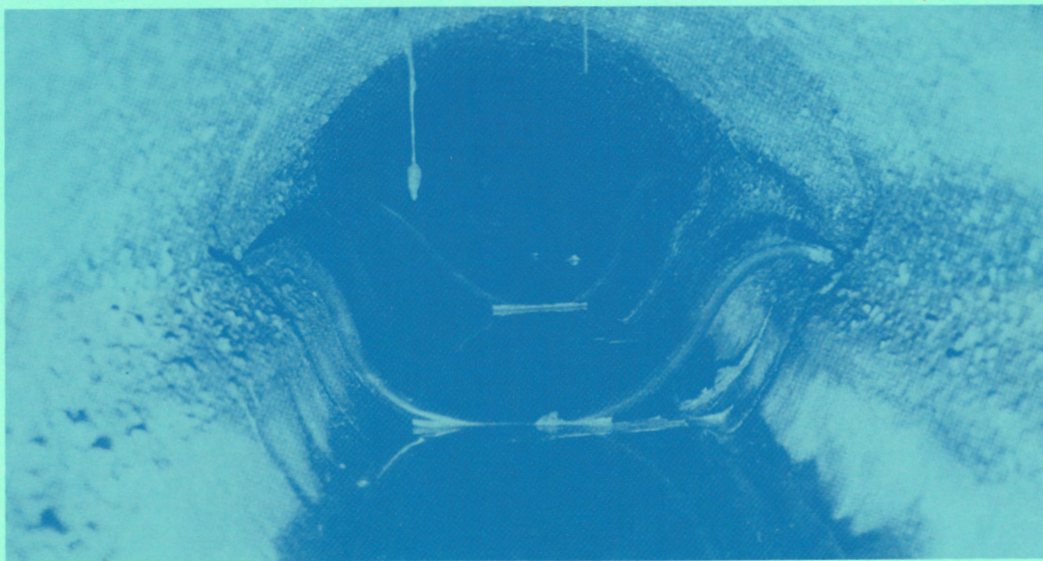


Rapport nr 1994-07

**VAV • VAVFORSK**

**Svavelväteproblem i  
avloppsledningar  
– drifterfarenheter och  
tillämpbara anvisningar**

**Anders Ledskog,  
Sven-Gunnar Larsson  
Bo Göran Lindqvist**



# 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
Kommunalsråd Bert-Ove Bäckman	Lycksele
Avdelningschef Jane Cederqvist	Sv kommunförbundet
Tekn dr Jan Hultgren	Stockholm Vatten AB
Kommunalsråd Caisa Hörberg	Lidingö
Ordf i tekniska nämnden Thure Larsson	Gatukontoret, Visby
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Va-chef Bengt L Persson	Gatukontoret, Malmö
Vd Lars Jansson	VAV
Forskningsledare Jan Falk, sekreterare	VAV

VA-FORSK  
Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV  
Regeringsgatan 86  
111 39 STOCKHOLM  
Tel: 08-23 29 35  
Fax: 08-21 37 51

Rapport nr 1994-07



Svavelväteproblem i  
avloppsledningar  
– drifterfarenheter och  
tillämpbara anvisningar

Anders Ledskog,  
Sven-Gunnar Larsson  
Bo Göran Lindqvist

# VA-FORSKs rapportserie

---

---

<b>Rapportens titel:</b>	Svavelväteproblem i avloppsledningar — Drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar
<b>Title of the report:</b>	Hydrogen sulphide in sewerage systems — Problems, running experiences and guidelines
<b>Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:</b>	1994-07
<b>ISSN-nummer:</b>	1102-5638
<b>ISBN-nummer:</b>	91-88392-82-1
<b>Författare:</b>	Anders Ledskog, Tekniska Verken i Linköping AB, Sven-Gunnar Larsson, Tekniska Verken i Linköping AB, Bo Göran Lindqvist, Tekniska Verken i Linköping AB
<b>Utgivare:</b>	Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
<b>VA-FORSK projekt nr:</b>	92-122
<b>Projektets namn:</b>	Svavelvätebildning i avloppsledningar — förekomst och motåtgärder
<b>Projektets finansiering:</b>	VA-FORSK och Tekniska Verken i Linköping AB
<b>Rapporten beställs från:</b>	Svensk Byggtjänst, Litteratortjänst, 171 88 Solna, tel 08-734 51 00
<b>Rapportens omfattning Sidantal:</b>	80
<b>Format:</b>	A4
<b>Upplaga:</b>	1200
<b>Sökord:</b>	Avloppsvatten, spillvatten, svavelväte, tryckledningar, lukt, avloppspumpstationer, korrosion, enkät
<b>Keywords:</b>	Wastewater, hydrogen sulphide, pressure sewer pipes, odour, wastewater pumping station, corrosion, questionnaire
<b>Sammandrag:</b>	Rapporten beskriver teorin om svavelvätebildning, vilka principiella motåtgärder som kan vidtas samt utförda fältförsök i Linköpings kommun. Rapporten innefattar även en inventering av svavelväteproblemen i landets kom-muner.
<b>Abstract:</b>	The report describes the theory of hydrogen sulphide arising in sewerage systems and some preventive actions to stop it, in addition some field experiments in Linköping are described. The report also includes an inventory of problems arising from hydrogen sulphide in sewerage system in Swedish municipalities.
<b>Målgrupper:</b>	Kommunala va-tekniker Konsulter
<b>Utgivningsår:</b>	1994
<b>Pris 1994:</b>	150 kr, exkl moms

## Sammanfattning

Målsättningen med detta projekt har varit att ta fram och sammanställa praktiska drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar för att motverka svavelvätebildning.

Studien har omfattat litteraturstudie i ämnet, fältförsök med dosering av kalciumnitrat, järnklorid och rensning med renspluggar. En inventering av problemspridningen har också utförts genom utskick av enkät till landets kommuner.

Försöken visar att svavelvätehalten varierar både över dygnet och över året. Direkt nederbördspåverkan påverkar uppehållstiden och ger utspädning med lägre svavelvätebildning som följd. Denna påverkan är dock kortvarig och ger inte någon direkt anledning till att styra doseringen efter detta. Dygnsvariationerna påverkas också av flödesvariationer från hushållen och eventuellt anslutna industrier. Förutom att uppehållstiden varierar genom dessa flödesvariationer påverkas också sulfathalt, BOD och pH vilka i sin tur påverkar svavelvätehalten. Genom att mäta svavelvätehalten kontinuerligt under några veckor kan en god uppfattning fås av dygnsvariationerna i ledningen.

Årstidsvariationerna beror i första hand på temperaturvariationer. Danska försök har visat att bakteriernas omsättningshastighet vid svavelvätebildning ökas med en faktor 3-3,5 vid en temperaturhöjning på 10 °C. Våra försök visar också att en betydligt högre dosering krävs sommartid då temperaturen är högre. I ledningar som påverkas mycket av inläckage kan skillnaden mellan sommar dosering och dosering övrig tid vara ännu större på grund av att inläckaget vid höga grundvattenytor vår och höst är betydligt större än övrig tid och därmed ytterliggare minskar erforderlig dosering. PH är en annan viktig faktor. I ledningar där pH normalt ligger mellan 6,6-7,2 innebär en liten pH-förändring stora variationer på svavelvätehalten i luft. En skillnad  $\Delta\text{pH}$  på 0,2 i detta intervall innebär en förändring av svavelvätehalten på cirka 30 % .

Både kalciumnitrat och järnklorid har fungerat effektivt för att motverka svavelvätebildning i våra försöksledningar. Erforderliga doseringsmängder har varit ungefär lika stora för de två kemikalierna och uppgår till 49 - 115 ml/m<sup>3</sup> beroende på i vilka ledningar dosering sker och vilken årstid som är aktuell.

När det gäller rensning med Polly-Pig har ett mindre lyckat resultat erhållits i Ljungsbroledningen. I Kolmårdsledningen i Norrköpings kommun sker rensning med Polly-Pig 1 gång/kvartal med lyckat resultat.

Kostnaderna för de olika bekämpningsmetoderna har uppgått till cirka 13 öre/m<sup>3</sup> för dosering med järnklorid, 25 öre/m<sup>3</sup> för kalciumnitrat och en uppskattad kostnad för Polly-Pigrensning på 27 öre/m<sup>3</sup>.

## **Förord**

Svavelväteproblem är idag vanligt förekommande i kommunernas VA-anläggningar. Problemet har ökat kraftigt under senare år vilket medför ökande kostnader för kommunerna. Av denna anledning tog Tekniska Verken i Linköping initiativ till denna studie för att genom praktiska försök och litteraturstudier försöka sammanställa erfarenheter för att komma till rätta med denna typ av problem.

Rapport har utarbetats vid Tekniska Verken i Linköping av Anders Ledskog, Sven-Gunnar Larsson och Bo Göran Lindqvist och finansierats till hälften av VA-forsk och till hälften av Tekniska Verken i Linköping.

Värdefulla synpunkter har under projektets gång lämnats av medlemmarna i den referensgrupp som har varit knuten till projektet. Referensgruppen har bestått av representanter från Norrköping (Christina Rydh, Bengt Stenqvist), Göteborg (Lars Enander), Motala (Gillis Ulmstedt) och Örebro (Kent Strömberg, Christer Palm, Leif Eriksson).

Anders Ledskog   Sven-Gunnar Larsson   Bo Göran Lindqvist

Innehållsförteckning	Sida
1. Inledning	1
1.1. Bakgrund	1
1.2. Målsättning	1
1.3. Litteraturstudie	2
1.4. Enkät till landets kommuner	2
1.5. Referensgrupp	4
2. Svavelvätebildning	5
2.1. Svavelväte	5
2.2. Slamhud	7
2.3. Biologiska reaktioner	8
2.4. Sulfidhalten i ledningarna	10
2.4.1. Temperaturen	11
2.4.2. Uppehållstiden	11
2.4.3. COD	11
2.5. Beräkning av förväntad sulfidhalt	11
2.6. Åtgärder mot sulfid- och svavelsyrabildning	12
2.6.1. Begränsa sulfidproducerande utsläpp till ledningsnätet	13
2.6.2. Motverka bakteriell produktion av sulfid i ledningsnätet	13
2.6.3. Binda sulfidjoner i svårlösliga metallsulfider	13
3. Effekter av svavelväte	14
3.1. Hälsorisker	14
3.2. Korrosion	15
3.3. Effekter på reningsverk	16
3.4. Luktproblem	16
3.4.1. Biologiskt luftfilter	17
3.4.2. Jonisering	17
3.4.3. Kolfilter	18
3.5. Utformning av inlopp till pumpstationer	18
4. Fältförsök	20
4.1. Pumpstationer	21
4.1.1. Kapacitetsmätning	21
4.2. Mätutrustning	23
4.3. Dosering med kalciumnitrat	24
4.4. Dosering med järnklorid	26
4.5. Rensning med rensplugg	27
4.6. Resultat	28

4.6.1. Stureforsledningen	28
4.6.2. Vikingstadsledningen	32
4.6.3. Ljungsbroledningen	39
4.6.4. Sammanställning ledningar	45
4.6.5. Flödesschema för att motverka svavelväteproblem	46
5. Utvärdering	48
5.1. Allmänt	48
5.2. Dosering med kalciumnitrat	50
5.3. Dosering med järnklorid	50
5.4. Rensning med rensplugg	51
5.5. Ekonomiska jämförelser	52
5.6. Jämförelser från försöken	54
6. Vidtagna omläggningar i Linköping	55
6.1. Ljungsbroledningen	55
6.2. Stureforsledningen	56
6.3. Vikingstadsledningen	57
7. LPS-pumpstationer	58
8. Referenser	59

## Bilagor

- Bilaga 1 Översiktskarta, aktuella ledningar
- Bilaga 2 Skyddsblad kalciumnitrat, järnklorid och svavelväte
- Bilaga 3 Svavelvätehalt, pH och temperatur under mätperioden
- Bilaga 4 Enkät till landets kommuner
- Bilaga 5 Molförhållanden



# 1. Inledning

## 1.1. Bakgrund

Problemet med svavelvätebildning är känt sedan länge i områden med relativt varmt klimat. Men sedan 15-20 år har det också blivit ett allmänt erkänt problem under nordeuropeiska klimatförhållanden. Det som kanske främst har gjort att fenomenet har uppmärksamats är den kraftiga utbyggnaden av överföringsledningar som skedde under 1970-talet.

I Sveriges kommuner finns ett stort antal långa tryckavloppsledningar där svavelväteproblem förekommer. Den succesiva separeringen av dagvatten från spillvattennätet med ökad koncentration av nedbrytbara ämnen har bidragit till att problemen har ökat i omfattning. Problem uppkommer främst i form av korrosion, giftiga gaser och lukt. Det stora antal ledningar och pumpstationer i landet som är utsatta för svavelvätepåverkan representerar idag mycket stora värden.

Inom Linköpings kommun har man brottats med svavelväteproblemen sedan i mitten på 1970-talet. Ljungsbroledningen som byggdes i början på 1970-talet var den första ledningen där svavelväteproblemen blev så påtagliga att man var tvungen att vidta åtgärder. De första åtgärder som vidtogs för att minska svavelväteproduktionen var bland annat att dosera väteperoxid i slutänden av ledningen. Metoden var dock dyr i drift och svårstyrd.

Sedan i början av 1980-talet har det doserats kalciumnitrat i Ljungsbroledningen. Kostnaden för denna åtgärd har uppgått till cirka 180.000 kr - 300.000 kr bara i kemikaliekostnad. Trots doseringsåtgärder har en sträcka om 270 m lagts om (1989) på grund av svåra korrosionsskador.

Under årens lopp har svavelväteproblem förekommit i många av överföringsledningarna i Linköping, nu senast i Vikingstadledningen och i Stureforsledningen. Under maj-juni 1992 upptäcktes, genom inträffade driftstörningar att dessa ledningar på en sträcka av totalt 950 m var så skadade att det krävdes omedelbar omläggning samt åtgärder för att minimera svavelvätebildningen.

Vid kontroll av övriga förbindelseledningar har ytterliggare problemlidningar definierats. Svavelvätekorrosion i ledningarna är i många fall svåra att upptäcka enbart genom besiktning i brunnar utan det krävs oftast invändig inspektion med hjälp av videokamera för att upptäcka skadorna.

## 1.2. Målsättning

Målsättningen med detta projekt har varit att ta fram och sammanställa drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar när det gäller dosering med järnklorid kalciumnitrat och mekanisk rensning av tryckledningar samt att få svar på hur temperatur, pH, sulfat, nederbörd och BOD påverkar svavelvätebildningen.

### 1.3. Litteraturstudie

Inom projektets ram har en inventering av tidigare utredningar och rapporter inom ämnet gjorts. Här har inledningsvis utsökningar från BYGGDOK:s databaser VAVNYTT (miljövårdsteknisk litteratur) och BODIL (byggglitteratur) gjorts. Genom kontakter med andra kommuner har även en del kompletterande litteratur inhämtats. Se även referenser på sid 59.

### 1.4. Enkät till landets kommuner

VAV genomförde 1977 en rundfråga till landets samtliga kommuner om problem med svavelväte och svavelsyrakorrosion vid kommunala avloppsanläggningar. 1982 genomfördes en ny rundfråga till de kommuner som 1977 hade svarat att de prövat motåtgärder mot svavelvätebildning. Det är med andra ord 16 år sedan en inventering av svavelväteproblemets spridning i landet genomfördes. Mycket har hänt under dessa år både vad gäller motåtgärder mot svavelväte och möjligheterna att upptäcka problemen. Bland annat har möjligheten att TV-filma ledningarna utvecklats.

Av denna anledning valde vi att återigen gå ut till samtliga landets kommuner med några frågor om svavelvätes utbredning. För att direkt kunna jämföra förändringen mellan svaren från 1977 och 1993 har 4 av frågorna i 1977 års enkät upprepats. Av totalt 284 utskickade enkäter besvarades 202 st vilket innebär att andelen besvarade enkäter var 71 % av de utskickade. Av de 202 kommuner som svarat på enkäten svarade 160 (79%) att man hade problem med svavelväte i VA-anläggningen. En kraftig ökning i jämförelse med enkäten 1977 då motsvarande siffror var 74 av 162 (46%). Av de som svarat har problemen fördelat sig enligt följande:

- ledningsnätet 46%
- pumpstationer 33%
- reningsverk 14%
- industriavlopp 3 %
- utjämningsmagasin 1%
- övrigt 3%

Fördelningen tycks vara tämligen oförändrad jämfört med 1977 och 1982 års enkäter.

90% av kommunerna filmar i någon mån sitt ledningsnät. Denna fråga fanns inte med i tidigare enkäter. Sannolikt har TV-filmning av näten ökat markant under senare år och därmed upptäcks problem i ledningsnäten på ett annat sätt än tidigare. På frågan hur problemen yttrar sig var fördelningen denna:

	Ledningsnät	Pumpstation	Reningsverk	Fördelning enkät (1993)	Fördelning enkät (1982)
Lukt	40%	42%	18%	41%	32%
Betongkorr	69%	20%	11%	19%	10%
Metallkorr	13%	60%	27%	23%	46%
Giftiga gaser	30%	52%	18%	13%	12%
Övrigt				4%	

När det gäller frågan om motåtgärder mot svavelväteproblem erhöles följande svarsfördelning: (metoderna är rangordnade efter aktuell tillämpningsfrekvens enligt enkäten)

	1993 års enkät	1982 års enkät
Ventilation/luftning	46%	38%
Nitratdosering	16%	27%
Avlägsnande av slamhud	15%	0%
Tillförsel av syrerikt vatten	8%	11%
Väteperoxiddosering	2%	5%
Natriumhypokloritdosering	2%	4%
Järnsaltdosering	2%	4%
Övrigt	9%	11%

Ventilation/luftning används i första hand i pumpstationer. Nitrat används i pumpstationer och ledningsnät. Tillförsel av syrerikt vatten används för att förhindra svavelvätebildning i längre överföringsledningar.

Av enkäten kan man dra följande slutsatser:

1. Problem med svavelväte i VA-anläggningarna har ökat kraftigt vid jämförelser med tidigare gjorda undersökningar.
2. Svavelvätebekämpning genom ventilation/luftning är enligt enkäten idag den mest tillämpade bekämpningsmetoden. Detta gäller för bekämpning i både ledningsnät, pumpstationer och reningsverk. Metoden bör dock kompletteras med annan metod som angriper problemets källa, se även punkt 3.4.
3. Metoder som är vanliga och allmänt provade är förutom ventilation/luftning nitrat, avlägsnande av slamhud med rensplugg (till exempel Polly-Pig eller kemisk behandling med hypoklorit) och tillförsel av syrerikt vatten.
4. TV-filmning av ledningsnäten är idag mycket vanligt bland kommunerna.

5. Svavelväteproblemen uppträder oftast i övergången från tryckledning till självfall och i pumpstationer.
6. Problemen yttrar sig i första hand som luktproblem i ovan nämnda punkter. Betongkorrosion i självfallsledningar närmast efter tryckledningar och metallkorrosion i pumpstationer är också mycket vanliga problem.

### **1.5. Referensgrupp**

För att få frågorna bredare belysta och fånga upp synpunkter under projektets gång har en referensgrupp funnits knuten till projektet. I referensgruppen har deltagare från Göteborg, Örebro, Norrköping, Motala och Linköpings kommun deltagit. Referensgruppen har samlats vid två tillfällen i Linköping. Vid dessa träffar har de olika kommunernas erfarenheter och synpunkter angående svavelväte redovisats.

## 2. Svavelvätebildning

Det har skrivits ganska mycket om svavelväte i diverse svenska och danska rapporter. Men för att samla ihop denna information och för att få en bakgrund till aktuella problem och de försök som här har utförts har vi valt att även i denna rapport inleda med att beskriva något om teorin bakom svavelvätebildning.

### 2.1. Svavelväte

Svavelväte ( $H_2S$ ) är en giftig gas vars lukt påminner om ruttna ägg. Gasen bildas vid anaerob (syrefri) förmultning av organiskt material. Sulfid och svavelvätebildning uppkommer då syrehalten i avloppsvattnet sjunker till cirka 1 mg/l eller mindre och sedan eventuellt nitrat i avloppsvattnet förbrukats.

Svavelväte har följande egenskaper:

- färglös
- tyngre än luft (täthet  $1.539 \text{ kg/m}^3$  mot  $1.293 \text{ kg/m}^3$  för luft)
- löslig i vatten
- obehaglig lukt redan vid låga halter
- giftig gas
- brandfarlig
- kan orsaka korrosion
- kan orsaka explosion (explosionskonc. cirka 4%)

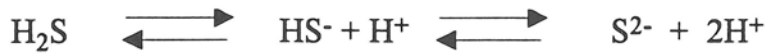
Det bör noteras att svavelvätetets täthet är högre än luft vilket innebär att gasen vid låg luftomsättning ansamlas nedtill i till exempel en nedstigningsbrunn.

Svavelväte och sulfider kan förekomma i avloppsvattnet av främst tre orsaker:

- Genom direkta utsläpp av sulfider till ledningsnätet från anslutna industrier
- Genom sönderdelning av organiska svavelföreningar såsom vissa proteiner
- Genom mikrobiell reduktion av sulfat till sulfid i samband med nedbrytning av organiskt material i anaerob (syrefri) miljö

Det sistnämnda är den viktigaste orsaken till sulfidbildning inom kommunal avloppshantering.

Sulfid förekommer i avloppsvattnet i form av olösliga sulfider såsom järnsulfid ( $FeS$ ) och zinksulfid ( $ZnS$ ) och som lösta sulfider i form av sulfidjoner ( $S^{2-}$ ), vätesulfidjoner ( $HS^-$ ) och molekylärt svavelväte ( $H_2S$ ). Dessa sulfider är i jämvikt med varandra enligt nedanstående:



Den totala sulfidmängden utgörs således av löst eller utfälld sulfid ( $\text{S}^{2-}$ ), vätesulfid ( $\text{HS}^-$ ) och divätesulfid ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Andelen svavelväte av den totala sulfidmängden ökar med minskande pH-värde.

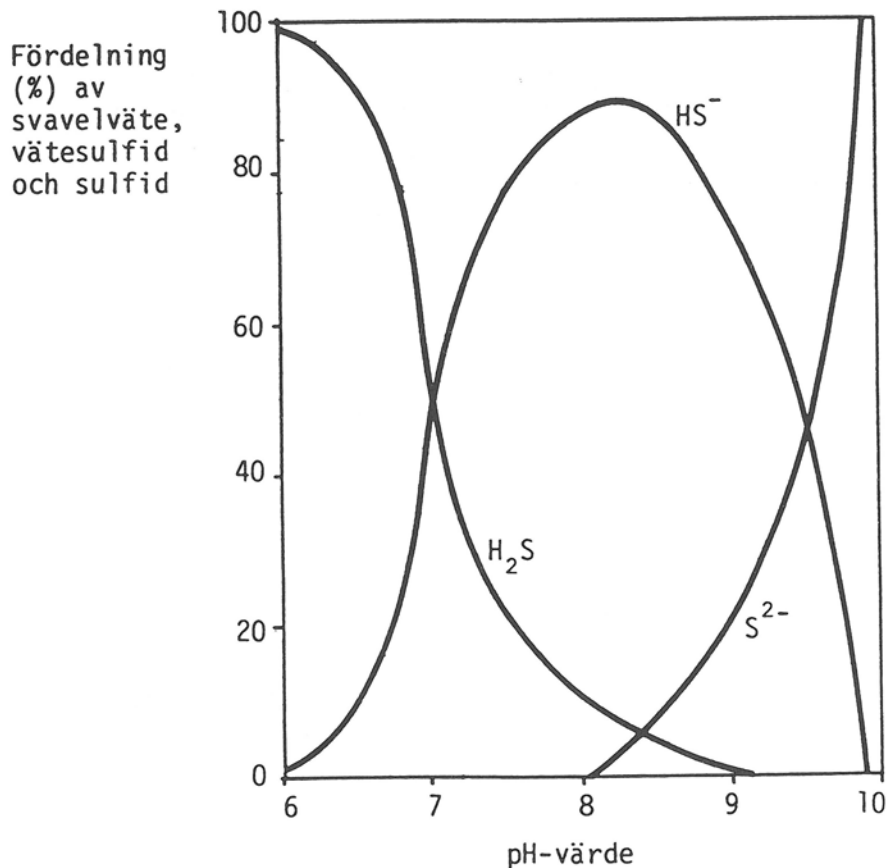


Fig 1. pH-värdets inverkan på jämvikten mellan svavelväte-vätesulfid-sulfid (Sawyer och McCarty 1967)

Hastigheten med vilken svavelväte under givna förhållanden kan avgå till luften är proportionell mot svavelvätehalten i avloppsvattnet. Detta innebär att svavelväte vid pH 6 avgår dubbelt så fort som vid pH 7 och hundra gånger så fort som vid pH 9.

För bakteriell bildning av sulfid krävs tillgång till organiskt material, sulfat och bakterier och frånvaro av syre, nitrat och andra oxiderande ämnen.

I avloppsvatten finns riklig tillgång på organiskt material och bakterier. Vidare finns normalt relativt hög halt av sulfat som har erhållits från råvattnet, från aluminiumsulfat vid kemisk fällning av råvatten eller från föroreningar i avloppsvattnet såsom tvättmedel etc.

## 2.2. Slamhud

Bakterierna finns i avloppsvattnet och framförallt i den slamhud som bildas på väggarna i avloppsledningar och på andra anläggningsdelar som är i kontakt med avloppsvattnet. Slamhudens tjocklek varierar men är normalt 0.1 - 1.0 millimeter tjock.

Slamhudens tjocklek påverkas av två motriktade processer. Tjockleken ökar genom tillväxt samtidigt som tjockleken minskar genom avrivning vilket är beroende av vattenhastigheten i tryckledningen. Vid hastigheter över cirka 0.8 m/s (Thorkild Hvitved Jacobsen) reduceras tjockleken märkbart då avrivningen blir relativt stor. Vid god syreöverföring från luften till avloppsvattnet kommer det att finnas löst syre i avloppsvattnet. I slamhudsskiktet närmast avloppsvattnet förbrukas syret (och eventuellt närvarande nitrat) vid oxidation av organiska ämnen så att syrehalten går mot noll. I det underliggande skiktet där syre och nitrat ej finns närvarande sker en reduktion av organiska svavelföreningar och sulfat till svavelväte.

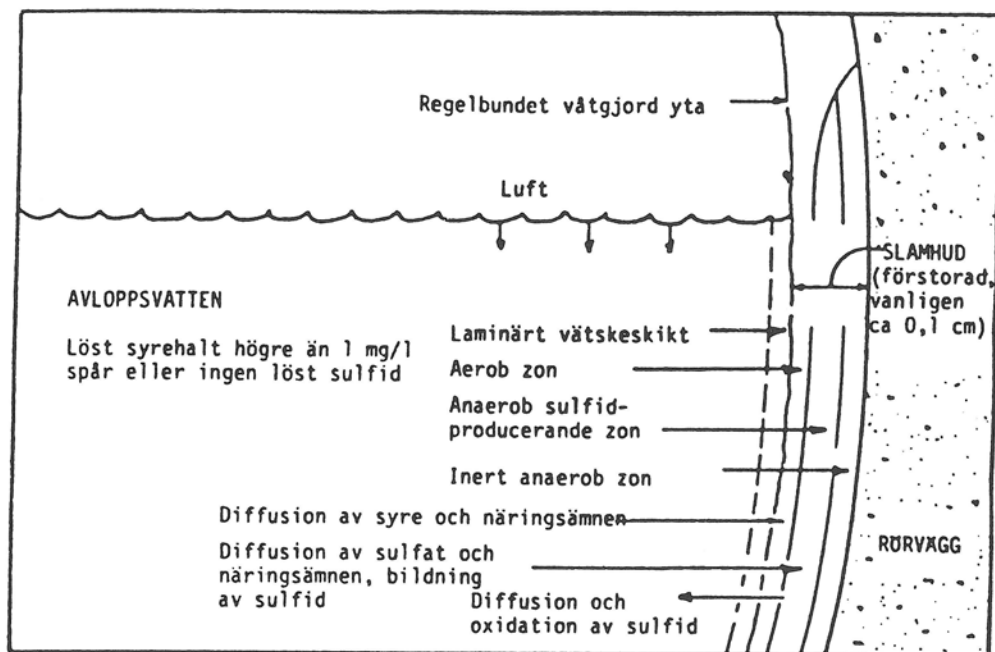


Fig 2. Reaktionen i ledningar vid höga oxygenhalter i avloppsvattnet (VAV, 1984)

Vid dålig syreöverföring från luft till avloppsvattnet kommer (i frånvaro av nitrat) sulfat att reduceras till sulfid direkt i det slamhudsskikt som befinner sig närmast

avloppsvattnet. Bildade sulfider och svavelväte oxideras ej om syrehalten är låg i avloppsvattnet och svavelväte kan därför tillföras ovanförliggande luft.

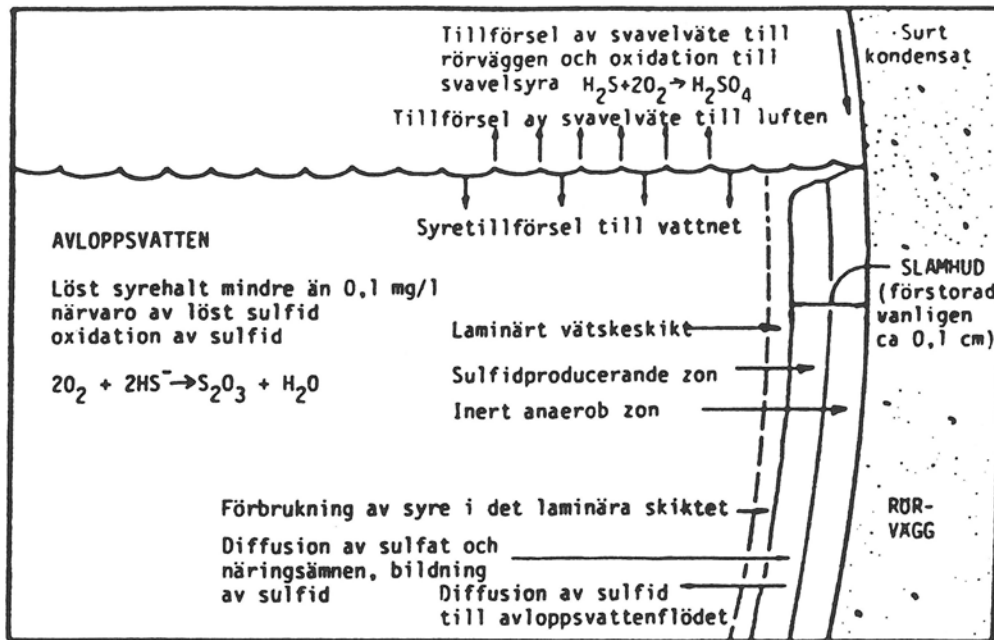


Fig 3. Reaktionen i ledningar vid låga syrehalter i avloppsvattnet (VAV, 1984)

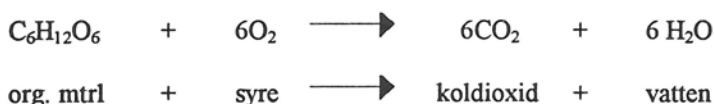
### 2.3. Biologiska reaktioner

Vid biologiska reaktioner bildas gaser i samband med nedbrytning av organisk substans i avloppsvattnet. Avloppsvatten innehåller nedbrytbara organiska ämnen och bakterier. Bakterierna finns dels suspenderade i vattnet men de växer också i den slamhud som bildas på väggarna i avloppsledningar. Bakterierna i vattnet och slamhuden utnyttjar organiska ämnen för sin tillväxt.

Bakterierna i ledningsnätet oxiderar för sin tillväxt organiskt material i avloppsvattnet. Denna reaktion kan ske med syre, nitrat eller sulfat. Om glukos får representera organiskt material kan reaktionerna skrivas:



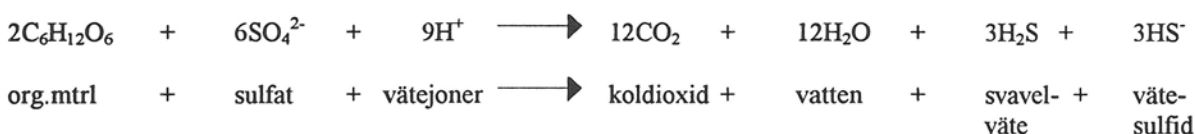
### Oxidation av organiskt material med syre:



### Oxidation av organiskt material med nitrat:



### Oxidation av organiskt material med sulfat:



Vid oxidation av organiskt material försöker bakterierna att utvinna så mycket energi som möjligt. Detta innebär att vid närvaro av syre, nitrat eller sulfat så utnyttjas i första hand syret tills detta tar slut, därefter nitrat och sedan sulfat. Närvaro av syre och nitrat i avloppsvattnet hämmar således bildningen av svavelväte som bildas när sulfat utnyttjas vid den biologiska oxidationen av organiska ämnen.

I figuren nedan framgår de approximativa områdena för olika bakteriella reaktioner (VAV, 1984)

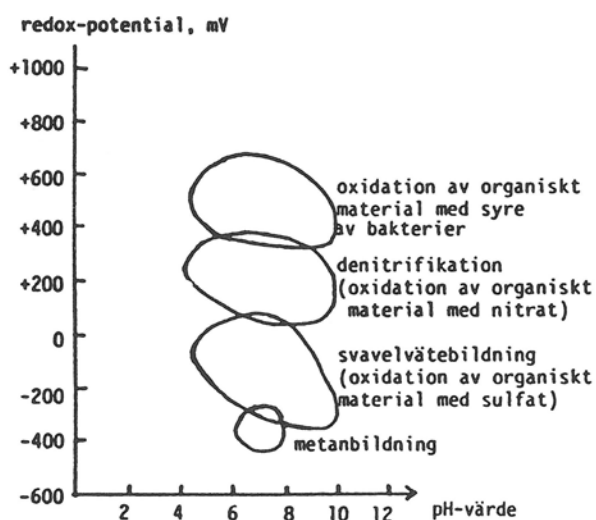


Fig 4. Existensområde för olika bakteriella reaktioner med hänsyn till redoxpotential och pH-värde (VAV, 1984)

Om oxygen ej tillförs kommer redoxpotentialen att sjunka allteftersom avloppsvattnets uppehållstid ökar i ledningen.

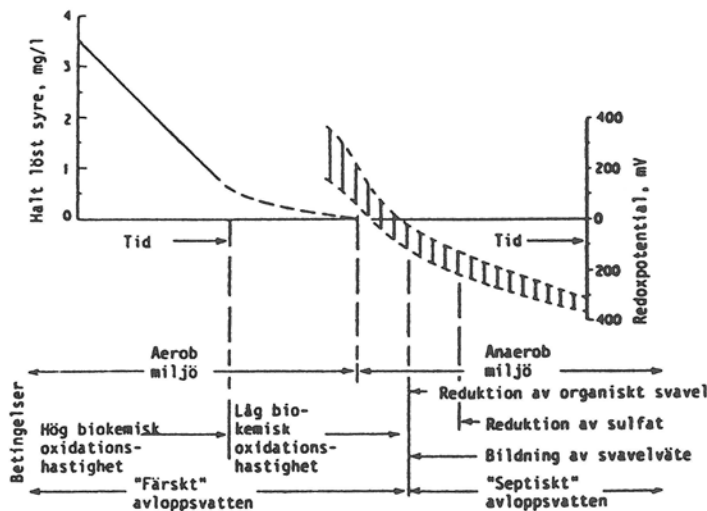


Fig 5. Reaktionen i avloppsvatten vid olika oxygenhalter och redoxpotentialer (VAV, 1984)

Förutom svavelväte kan andra illaluktande och farliga svavelhaltiga gaser bildas vid mikrobiella reaktioner i anaerob miljö. Sådana är merkaptaner och andra organiska svavelföreningar. Det svavelväte som avges till gasfasen absorberas i den vätskefilm som finns på rörväggen ovan vattnet. Under förutsättning att finns i gasfasen så är denna vätskefilm aerob och svavelvätet oxideras då till svavelsyra med korrosion som följd.

När sulfat ej längre finns närvarande kan organiska ämnen oxideras med koldioxid som elektronacceptor. Metangas som då bildas är mycket brännbar och explosiv.

## 2.4. Sulfidhalten i ledningarna

Den förväntade sulfidhalten påverkas av vissa parametrar. Dessa är främst:

- Temperaturen
- Upphållstiden i tryckledningarna
- Halt av organiskt material

### 2.4.1. Temperaturen

De sulfatreducerande bakteriernas temperaturavhängighet är mycket stor. Omsättningshastigheten vid svavelvätebildning ökas med en temperaturkoefficient på 1,12 - 1,13 (motsvarande en faktor 3-3,5 vid en temperaturhöjning på 10 °C,  $1,12^{10} = 3,1$ ).

### 2.4.2. Uppehållstiden

Den totala svavelvätebildningen är proportionell mot den anaeroba uppehållstiden vid i övrigt konstanta förhållanden. Viktiga faktorer som påverkar svavelvätebildningen är tillloppskoncentrationen av syre och nitrat samt den aeroba omsättnings-hastigheten/denitrifikationshastigheten.

Typiska nivåer för aerob syreförbrukningshastighet vid 15 °C är: (Jacobsen)

0,05 - 0,2 g O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> h	(i slamhuden)
0,002 - 0,01g O <sub>2</sub> /l h	(i vattenfasen)

Med ovan nämnda hastigheter är syret normalt förbrukat efter mindre än en 1/2 timmes uppehållstid.

### 2.4.3. COD

Av det totala COD-innehållet är det bara den upplösta och kolloida delen som omedelbart diffunderar in i biofilmen och omsätts av bakterierna. Det organiskt nedbrytbara materialet i avloppsvatten är ofta en begränsning för svavelvätebildningen och tillskott från exempelvis livsmedelsindustrin bidrar därför ofta till förhöjd svavelvätebildning.

## 2.5 Beräkning av förväntad sulfidhalt

Om sulfathalten överstiger cirka 20 mg (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l) kan följande approximativa formel användas för att beräkna förväntad sulfidhalt i en tryckledning (inkommande syre- och nitrat halt antas vara försumbar):

$$S = M_p * s * 1,07^{(T-20)} * \theta (1 + 0,4 * D) / D$$

där  
S = sulfidhalten, mg S/l  
M<sub>p</sub> = sulfidbildningskoefficient  
s = halt organiskt material, mg/l  
T = temperatur, °C  
D = ledningsdiameter, m  
θ = uppehållstid för avloppsvattnet i tryckledningen, h

## 2.6. Åtgärder mot sulfid- och svavelsyrabildning

Det finns ett flertal metoder att tillgripa för att motverka problem med sulfid- och svavelsyrabildning. Redan vid projektering av överföringsledningar bör svavelväteproblemen beaktas. Här kan man inledningsvis göra en beräkning av förväntad sulfidhalt för de aktuella förutsättningarna. Ifall detta tyder på att problem med svavelvätebildning kan uppstå bör en diskussion tas huruvida man kan påverka projekteringen så att eventuella problem minimeras. Exempel på åtgärder i detta skede kan vara:

- Minskning av dimension på ledningen
- Om möjligt påverka dygnsflödet så att uppehållstiden minskar
- Installera luftning på brunnarna närmast efter tryckledningen
- Lokalisera tryckledningens övergång till självfallsledning till en punkt där klagomål på lukt ej kan förväntas
- Välja ett ledningsmaterial närmast efter tryckledningen som ej är korrosionskänsligt, till exempel plast
- Förbereda för rensning med rensplugg, till exempel Polly-Pigrensning eller dosering
- Utforma pumpgröp och ledningar så att minsta möjliga turbulens uppstår

Om problemen uppstår trots vidtagna åtgärder vid projektering kan flera tänkbara metoder vidtagas. Dessa kan huvudsakligen uppdelas i följande principiellt skilda åtgärder:

- Begränsa sulfidproducerande utsläpp till ledningsnätet
- Motverka bakteriell produktion av sulfid i ledningsnätet
- Binda sulfidjoner i svårösliga metallsalter (till exempel järnsalter)

En viktig faktor som i mycket hög grad påverkar valet av metod för sulfidkontroll är lokala betingelser såsom doseringspunktens läge, tillgång till el och överbyggnad, tillgång till för ändamålet lämplig utrustning, säkerhetsfrågor med avseende på personal och material, flödesstorlek och sulfidhalt. Ofta tillåter dessa lokala betingelser

ett par eller några bekämpningsmetoder. Det slutliga valet bestäms sedan av ekonomiska faktorer.

### **2.6.1. Begränsa sulfidproducerande utsläpp till ledningsnätet**

Utsläpp till kommunala avloppsnät av industriella avloppsvatten som innehåller sulfider bör undvikas. Sådana vatten bör helst behandlas lokalt vid industrin innan de avleds till kommunala nät.

Andelen svavelväte av den totala sulfidmängden ökar med sjunkande pH-värde, se fig 1. Tillförsel av sura industriavloppsvatten bör därför undvikas. Vidare påskyndas den bakteriella sulfidbildningen om temperaturen stiger i avloppsnätet. Man bör därför undvika utsläpp av varma industriella avloppsvatten (till exempel från tvätterier) i sådana kvantiteter att temperaturen i ledningsnätet höjs. Ökad tillförsel av näringsämnen ger också en ökad sulfidproduktion.

### **2.6.2. Motverka bakteriell produktion av sulfid i ledningsnätet**

För att motverka bakteriell produktion av sulfid i ledningsnätet kan någon av följande principer följas:

- Tillse att syre eller nitrat finns i erforderlig utsträckning i tryckledningen så att inte sulfat reduceras till sulfid. Metoder för att uppnå detta kan vara:
  - Luftning av avloppsvattnet eller tillsats av rent syre
  - Tillförsel av syre med kemikalier (kalciumnitrat, väteperoxid, permanganat)
  - Tillförsel av syre från syrerikt vatten, till exempel dagvatten eller åvatten. Detta ger två effekter, dels tillsats av syre, dels minskad uppehållstid
- Avlägsna slamhuden i ledningarna:
  - Detta kan göras antingen mekaniskt med rensplugg eller kemiskt (till exempel chockklorering)

### **2.6.3. Binda sulfidjoner i svårlösliga metallsulfider**

Ett flertal metalljoner reagerar med sulfid till svårlösliga metallsulfider. Därmed binds sulfiden så att svavelväte inte överförs till luft. Lämpliga metallsalter för sulfidutfällning är järnklorid eller järnsulfat.

### 3. Effekter av svavelväte

#### 3.1. Hälsorisker

Närvaro av farliga gaser i avloppsledningar beror antingen på yttre tillförsel av exempelvis sulfid, sulfat eller på kemiska eller biologiska förlopp i ledningen. Industriavlopp är ett exempel på yttre tillförsel. De flyktiga ämnena i avloppsvattnet överförs då till luften under vattnets väg till reningsverket. Förekomsten av flyktiga ämnen i luften innebär risker för förgiftningar och explosion (VAV 1984).

Svavelväte hämmar syretillförseln till kroppen och kan vid höga halter inom kort tid (sekunder) leda till förlamning av hjärnans andningscentrum med syrebrist som följd. Om man utsetts för relativt låga svavelvätehalter under längre tid kan det orsaka huvudvärk, trötthet, sömnlöshet och ögonirritation.

Farliga gaser kan bildas i ledningar genom kemiska reaktioner. Exempel på detta är:

- Nedbrytning av organiska svavelföreningar så att svavelväte bildas
- Surgörning av avloppsvattnet så att sulfider och vätesulfider överförs till svavelväte.

Allvarliga luktproblem och hälsorisker uppstår när svavelväte avgår från avloppsvattnet i nedstigningsbrunnar, pumpstationer, avloppsverk etc. Tröskelvärdet för att med luktsinnet påvisa svavelväte är mycket lågt.

Svavelvätehalt i luft, ppm	Människans reaktion
0,13	Lukttröskel
1	Svag men klart märkbar lukt
5	Tydlig lukt
10	Hygieniskt gränsvärde för en arbetsdag
10-50	Lätt ögonirritation
30	Stark obehaglig lukt
50-100	Smärre ögon- och andningsbesvär efter en timmes arbete
100-200	Hosta och ögonbesvär. Lukt känslan försvinner efter 2-15 minuter. Yrsel efter 14-20 minuter
>500-1000	Snabb medvetslöshet och död

Fig 6. Svavelvätets hälsorisker vid olika halter

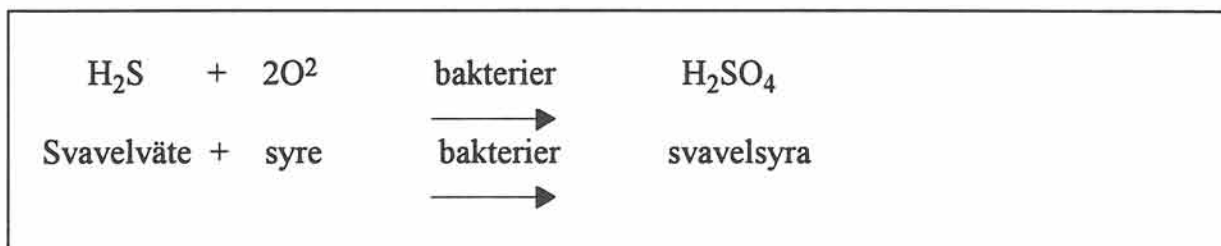
### 3.2. Korrosion

En väsentlig ekonomisk effekt av svavelväteförekomst i avloppssystemet är följderna av korrosion i betongledningar, avloppspumpstationer och övriga betongkonstruktioner som till exempel fördröjningsmagasin.



Fig 7. Svavelsyrakorrosion i Stureforsledningen

På fuktiga ytor och i närvaro av närsalter och luft kan bakterier oxidera svavelväte till svavelsyra enligt formeln:



Korrosion sker endast ovanför vattenytan. Detta innebär att den fyllda tryckavloppsledningen inte är utsatt för korrosion. I en självfallsledning sker den kraftigaste korrosionen i rörets tak. Detta beror på att luften i ledningen kyls av väggarna och rör sig nedåt utefter väggarna samtidigt som varmare luft stiger uppåt från vattenytan. En kraftig korrosion sker även i de delar som ligger mellan den högsta och lägsta vattennivån i ledningen. Vattnet spolar här bort slamhuden och den då frilagda ytan blir lätt angripen.

Danska erfarenheter visar att betongkonstruktioner som är under kraftig påverkan av svavelväte (motsvarande 2-5 mg/l) har korroderat upp till ett par centimeter efter 3-5 år.

Svavelväte reagerar lätt med silver och koppar till silver- respektive kopparsulfid. Detta innebär att funktionerna hos bla elektrisk utrustning i avloppspumpstationer starkt kan försämrats vid närvaro av svavelväte i luften. Korrosion på kopparrör visar sig genom att ytor angrips så att svarta flagor bildas. Obehandlad koppar är en bra indikator på svavelväteförekomst.

### 3.3. Effekter på reningsverken

Svavelväte i spillvattnet kan på olika vis påverka den efterföljande reningsprocessen. Ett speciellt problem är att sulfidhaltigt vatten kan gynna tillväxten av vissa trådformiga bakterier i aktivslamprocessen. Därmed kan problem med slamsvällning uppstå och slammets avvattningssegenskaper försämrats. Vidare kan en negativ påverkan fås på den bakteriella aktiviteten.

### 3.4. Luktproblem

Vanligen utnyttjas ventilation för att flytta utsläppet av illaluktande gaser från ett känsligt område till ett mindre känsligt område. I de flesta fall är syrehalten i luftskiktet ovanför vattnet fullt tillräckligt. Om syrehalten i luften överstiger 90 % av den normala kommer ventilation inte att påverka syrebalansen i avloppsvattnet nämnvärt. Inte heller möjligheterna att avlägsna svavelväte ur luften i ledningen motiverar ventilation. För att nå någon effekt måste ett fullständigt luftombyte ske med täta intervall (3-5 ggr/tim) på ett stort antal punkter i ledningen. Ventilationen kan möjligen bidra till att torka upp ledningsytan i närheten av tillförselpunkten och därigenom till viss del motverka svavelsyrakorrosion. (VAV 1984)

Med tanke på vad som nämnts ovan rekommenderas ej enbart ventilation för att komma till rätta med luktproblem. Det primära är att angripa problemets källa, dvs motverka svavelvätebildningen genom att vidta någon av metoderna som nämnts under rubriken "2.6 Åtgärder mot sulfid och svavelvätebildning".

Luktproblem på grund av svavelvätebildning kan förekomma periodvis även om man vidtar doseringsåtgärder eller dylikt för att motverka svavelväteuppkomst. Lukttröskelvärdet för att med luktsinnet påvisa svavelväte är som tidigare nämnts mycket låg. Några alternativ som då kan tillgripas kan vara:

- Biologiskt luftfilter
- Jonisering
- Kolfilter
- Särskild utformning av inloppet till pumpstationen



### 3.4.1. Biologiskt luftfilter

I bioluftfilter bryts organiska föreningar ner i en bädd av biologiskt aktivt material med hjälp av naturligt förekommande bakterier. Filtret består i huvudsak av en blandning av torv och bark. Den naturliga bakteriefloran i dessa material förstärks genom tillsats av kompost. Via en fläkt drivs den förorenade luften genom filterbädden med en uppehållstid som är anpassad till typ av förorening och koncentration. Restprodukten är koldioxid och vatten. Biofiltret kräver tillsyn cirka en gång per vecka för kontroll av bäddens fukthalt.

Direkta driftkostnader består i princip av energiåtgången för drift av fläkt och eventuellt lufttemperering samt kostnad för befuktning av bädden där detta erfordras.

### 3.4.2. Jonisering

Genom att använda en joniseringsapparat (typ Bentax) som består av ett eller flera elektronrör alstras med mycket låg energiförbrukning elektroner för syremolekylens elektronskal varvid syrejoner uppstår, se fig 8. Dessa syrejoner påverkar i sin tur oxideringshastigheten.

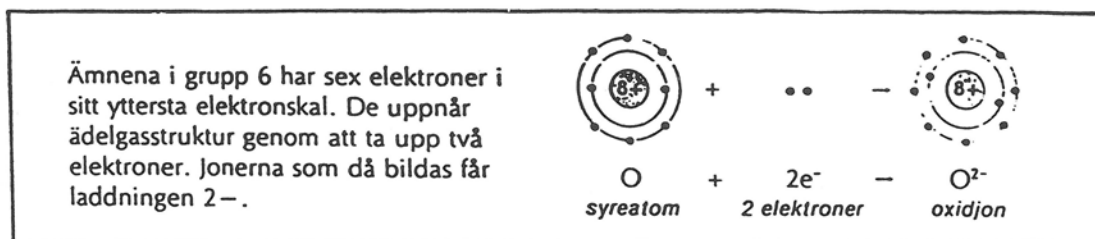


Fig 8. Syremolekylens elektronskal

Syrejoner förekommer naturligt i luften. Antalet styrs med hjälp av elektronrören och anpassas efter föroreningsgraden i luften. Genom att installera detta system i ventilationssystemet till pumpstationer, brunnar etc kan avloppslukten reduceras.

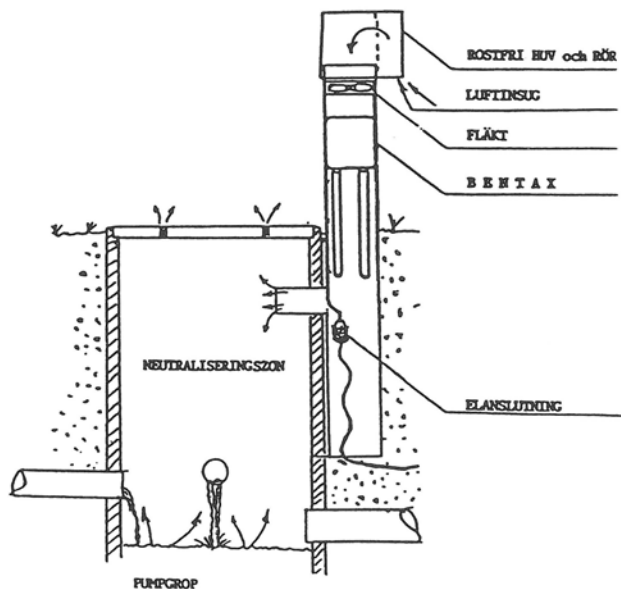


Fig 9. Exempel på installation för jonisering i en pumpgrop

### 3.4.3. Kolfilter

Installation av kolfilter i avloppspumpstationer kan vara en användbar metod dock torde ett biologiskt luftfilter vara en totalt sett billigare metod.

### 3.5 Utformning av inlopp till pumpstationer

I rapporten "Ventilation i avloppspumpstationer", ASF-projekt 80/108 visas uppmätta variationer av svavelväte i en pumpstation. Se fig. nedan.

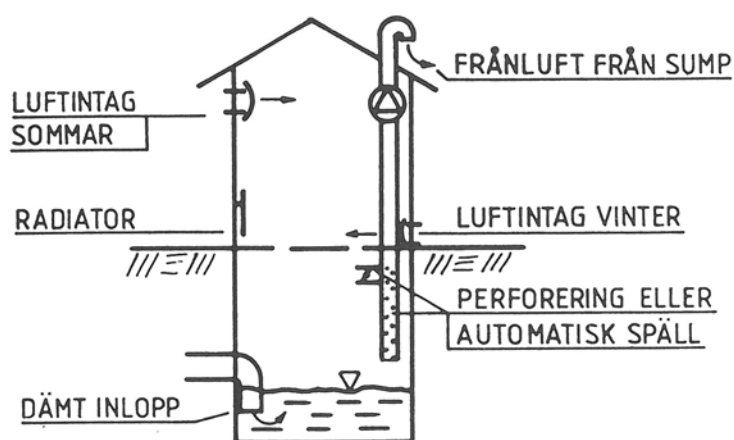


Fig 10. Exempel på utförande av dämt inlopp till pumpstation

Här belyses vikten av hur pumpgropen och tilloppet till pumpstationerna är utformade. När avloppet rinner med fritt fall ned i pumpgropen sker en aerosolbildning och ur aerosolen frigörs svavelväte lättare än från en lugn vattenyta, bland annat beroende på att kontaktytan med luften ökar i mycket hög grad. Mätningar genomfördes vid dels dämt inlopp med fritt fall och dels med dämt inlopp under vattenytan. Figuren nedan visar skillnader i svavelvätekoncentration i frånluftskanalen vid dämt respektive odämt inlopp. Till pumpstationen är en uppströms liggande pumpstation ansluten vilket förklarar den varierande svavelvätehalten vid det odämda driftförhållandet.

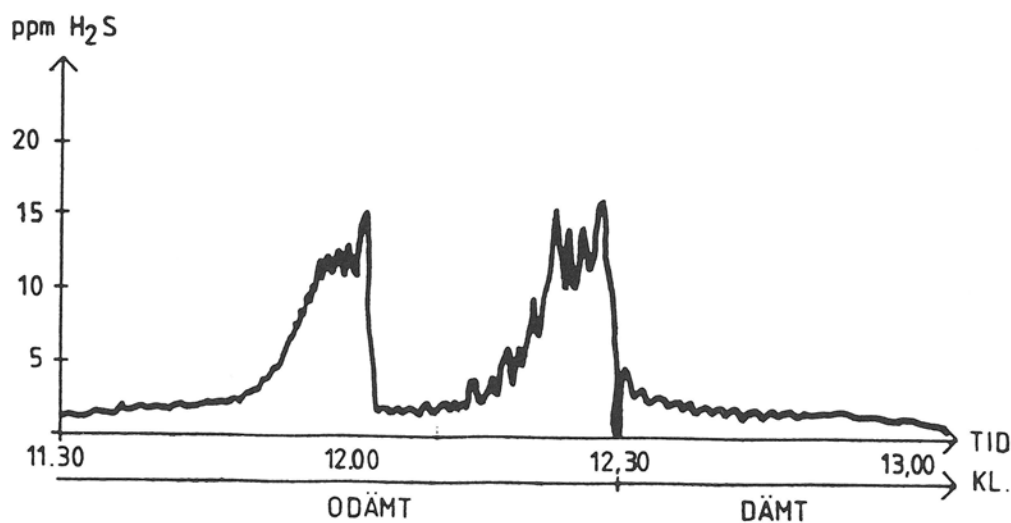


Fig 11. Skillnader i svavelvätekoncentration vid dämt och odämt inlopp (Armand mfl 1982)

I VAV:s publikation P47 föreslås att inkommande ledning till pumpgropen dras ned under vattennivån. Denna princip har tillämpats i Linköping med gott resultat sedan början av 1980-talet.

## 4. Fältförsök

Som tidigare nämnts har driftstörningar, orsakat av svavelväte, inträffat vid ett flertal tillfällen i Linköpings ledningsnät. Från Ljungsbro norr om Linköping pumpas vattnet cirka 1 km och rinner sedan med självfall och självtryck in mot staden. Se plan bilaga 1. Omedelbart söder om självtrycksledningen har även korrosions- och luktproblem förekommit. Trots doseringsåtgärder under ett flertal år krävdes omläggning av en sträcka på 270 m under 1989. Under 1991 genomförde vi en utredning som syftade till att klarlägga förbrukningen av kemikalier och övriga årliga kostnader som vi hade på grund av svavelvätebildning i våra ledningar samt att inventera alternativa metoder till dosering av kalciumnitrat som vi då hade använt oss av i några år.

I maj 1992 kollapsade ledningen från Vikingstad som ansluter till Linköping från väster. Se bilaga 1. Denna kollaps visade sig också bero på svår svavelsyrakorrosion. Detta var inledningen till en mer övergripande utredning kring svavelvätets utbredning i vårt nät.

Vid en översiktlig studie av tänkbara problemledningar kunde vi konstatera att det var fler ledningar som behövde åtgärdas på grund av svavelsyrakorrosion. Här konstaterades att även ledningen från Sturefors, se bilaga 1 och fig 7, var kraftigt angripen av svavelsyrakorrosion. I den översiktliga studien mättes svavelvätehalten i vattnet med hjälp av Alka-Seltzermetoden som beskrivs närmare nedan. Korrosion i brunnar studerades och där man beförde korrosion i ledningarna TV-filmades dessa.

Dosering av järnklorid föreslogs för både Sturefors- och Vikingstadsledningen. Järnkloriddosering hade testats på försök i en annan ledning inom kommunen samt i Norrköpings kommun med gott resultat. Järnklorid är billigare i inköp än kalciumnitrat som annars är det doseringsmedel som vi använt i Ljungsbroledningen. För att få en uppfattning om vilka alternativa metoder för svavelvätebekämpning som lämpar sig bäst beslöt vi att systematiskt följa upp några alternativ. De alternativ som valdes ut var :

- Dosering med kalciumnitrat
- Dosering med järnklorid
- Rensning med Polly-Pig

Målsättningen var då att samla drifterfarenheter för att ta reda på hur olika parametrar styr doseringsmängder, vilken metod som ger bäst effekt, vilken metod som är mest kostnadseffektiv etc.

Ett fältmättningsprogram togs fram för att få en bättre uppfattning om svavelvätehalten i ledningarna. De parametrar som har följts upp i försöken har varit svavelvätehalt, pH, temperatur, nederbörd, uppehållstid i ledningarna, sulfathalt och BOD.

## 4.1. Pumpstationer

En portabel doseringsutrustning för dosering med järnklorid och kalciumnitrat inklusive kärl ställdes provisoriskt ut i de pumpstationer som pumpar sitt vatten till de aktuella problempunkterna. Dessa pumpstationer är Nybble som pumpar in avloppsvattnet från Vikingstad och Sturefors pumpstation som pumpar in avloppsvatten från några samhällen söder om Linköping, se bilaga 1. I pumpstationen i Ljungsbro doseras sedan många år kalciumnitrat.

### 4.1.1. Kapacitetsmätning

Verklig kapacitet i pumpstationer kan tas fram på några olika sätt. Ett sätt är att mäta avsänkningen i pumpgropen när de respektive pumparna går. Om arean är känd kan då aktuell kapacitet bestämmas. När denna metod används är det viktigt att tänka på att dra bort aktuellt inflöde till pumpstationen om detta inte går att stänga av i samband med mätningen. Studera också profilen på inkommande ledning. I vissa fall kan den vara flack och därmed utgöra en del av aktuell avsänkingsarea. Observera också att kapaciteten på pumparna varierar beroende på uppfodringshöjd. Avsänkningen bör mätas inom det verkliga intervall där pumparna normalt jobbar. För att få dygnsflödet måste pumptiden registreras för ett antal dygn.

Den säkraste metoden för att bestämma aktuell pumpkapacitet är att registrera nivån med hjälp av nivågivare och logger. Om nivåerna registreras under några dygn får man en mycket bra uppfattning om hur pumparna jobbar. I detta fall kan man också se hur variationerna av flödet är över dygnet genom att se hur ofta pumparna går.

När kapaciteten har bestämts kan dygnflöden räknas fram med hjälp av registrerad drifttid för pumparna.

För att få en uppfattning om mängden ovidkommande vatten till pumpstationen kan drifttiderna studeras i samband med kraftiga regn eller vid perioder med hög grundvattennivå. Alternativt kan avloppsvattnets koncentration analyseras parallellt med att flödet till stationen mäts och därefter uppskatta utspädningen.

Inom projektet har inledningsvis kapaciteten mätts med hjälp av avsänkingsmetoden. Vid intensivuppföljning under några perioder har pumpstationernas nivåvariationer registrerats kontinuerligt med hjälp av logger, se fig 12.

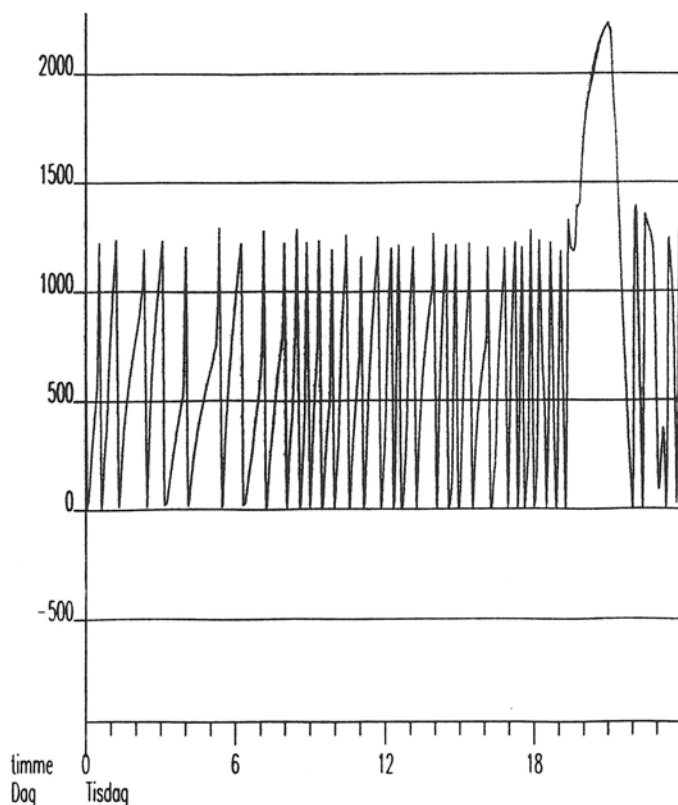


Fig 12. Resultat av en nivåmätning i Sturefors pumpstation

Aktuella data för respektive pumpstation och tillhörande tryckledning har fastställts till följande:

Nybble pumpstation	Sturefors pumpstation	Ljungsbro pumpstation
<b>Aktuell pumpkapacitet</b>	<b>Aktuell pumpkapacitet</b>	<b>Aktuell pumpkapacitet</b>
Pump 1 = 31 l/s Pump 2 = 30 l/s Pump 1+2 = 35 l/s	Pump 1 = 35 l/s Pump 2 = 41 l/s Pump 1+2 = 45 l/s	Pump 1 = 90 l/s Pump 2 = 63 l/s Pump 1+2 = 135 l/s
<b>Ledningsdata</b>	<b>Ledningsdata</b>	<b>Ledningsdata</b>
L=2850 m D=300 mm V=201 m <sup>3</sup> Q=430 m <sup>3</sup> /d Uppehållstid= 11 tim	L= 3697 m D=300 mm V= 261m <sup>3</sup> Q=600m <sup>3</sup> /d Uppehållstid=10 tim	L= 7831 m D= 500 - 600 mm V= 1788 m <sup>3</sup> Q= 3750 m <sup>3</sup> /d Uppehållstid=11tim

Här bör noteras att uppehållstiden varierar både över dygnet och med årstiden beroende på hur mycket ovidkommande vatten som ansluter till ledningarna.

## 4.2. Mätutrustning

För att få en uppfattning om svavelväte förekommer i nätet kan mätning ske på ett flertal sätt. Man kan både bestämma svavelvätehalten i vattenfasen och i luften ovanför avloppsvattnet. När det gäller att bestämma svavelvätehalten i vattnet kan följande fältmetoder nämnas:

- Microquant 0-5 mg/l
- Alka-Seltzer 0-5 mg/l
- Spectroquant 0,03-3,3 mg/l

För bestämning av svavelvätehalten i luft finns det ett antal mätare. De flesta är framtagna i form av handmätare för att kunna registrera farliga gaser för personskydd. Några märken som finns är:

- Compur Dositox H<sub>2</sub>S
- Oldham H<sub>2</sub>S
- Sensorstik H<sub>2</sub>S
- Exotox 60, varnar för 5 gaser
- Minigas 1-3 gaser (metan, syre, H<sub>2</sub>S, eller kolmonoxid). Uppfyller vad VAV anger att man skall mäta i avloppsmiljö ur säkerhetssynpunkt.
- Neotox H<sub>2</sub>S



Fig 13. Svavelvätemätare för mätning i luft

Kostnaden för dessa typer av mätare varierar från cirka 6000 kr för en engasmätare till cirka 23000 kr för en 5-gasvarnare (1992 års prisnivå).

Oldham och Sensorstik är exempel på givare som är avsedda att placeras ute i brunnar permanent. Dessa givare ansluts då till en logger som sitter ute i brunnarna. Kostnaden för en givare av denna typ uppgår till cirka 7000 kr. En bra logger kostar cirka 9000 kr.

I våra försök i Linköping har svavelväte mätts i vattenfasen med hjälp av Alka-Seltzermetoden. Metoden tillgår så att ett plaströr fylls med aktuellt vatten. Sedan placeras ett testpapper innanför locket till plaströret. Därefter läggs en Alka-Seltzertablett i provet varpå locket med testpappret omedelbart sätts på. När sedan tablettens gått i lösning tas locket bort och testpapprets färg jämförs med ett färgschema. Halten svavelväte kan därmed avläsas. Färgkartan motsvarar värden mellan 0-5 mg H<sub>2</sub>S/l. Om vattenprovet innehåller högre värde än 5 mg/l kan spädning ske varefter värdena omräknas beroende på spädningsförhållandena.

Samtidigt som provtagning har skett med Alka-Seltzermetoden har svavelväte mätts i luft med hjälp av handmätare som sänkts ned i brunnarna. Det kan många gånger vara svårt att mäta i luft på grund av risken för att man luftar ur brunnen när locket lyfts. Gör man detta försiktigt och firar ner mätaren till några decimeter över vattenytan med locket fortfarande till största delen kvar över brunnen brukar det gå bra.

För att få en mera kontinuerlig uppföljning av svavelvätes variationer i tiden, då främst över dygnet, togs mätutrustning fram för detta ändamål. I samarbete med Milab (Mätsystem i Linköping AB) har givare inköpts (typ Oldham H<sub>2</sub>S) och logger tagits fram som är anpassat till mätning av svavelväte. För att kunna analysera värdena används ett program i Windowsmiljö som för övrigt analyserar andra typer av mätvärden som vi VA-tekniker använder, till exempel nederbörd, nivå, tryck, tryckslag och pumpstationsregistreringar.

Detta mätkoncept blev klart att tas i drift i maj-93. Vi har sedan dess registrerat svavelvätes variationer i några speciellt utvalda brunnar på ledningsnätet.

### 4.3. Dosering med kalciumnitrat

Dosering med kalciumnitrat är ett av de alternativa doseringsmedel som vi har valt att testa i detta projekt.

Som tidigare nämnts så försöker bakterierna i slamhuden vid oxidation av organiskt material att utvinna så mycket energi som möjligt. Detta innebär att vid närvaro av syre, nitrat och sulfat så utnyttjar bakterierna i första hand syret tills det tar slut, därefter nitrat och sedan sulfat. En förutsättning för svavelvätebildning från sulfat är således att varken syre eller nitrat är närvarande. Genom att dosera kalciumnitrat i avloppsledningarna kan man således motverka svavelvätebildning. Kalciumnitrat har den kemiska formeln Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Varuinformation redovisas i bilaga 2.



Nitrat bör tillsättas innan sulfidbildningen startar. Tillsatsen av nitrat har oftast en relativt liten omedelbar effekt eftersom mängden nitratreducerande bakterier i tryckledningen normalt är liten. Mängden bakterier ökar dock markant inom ett eller två dygn efter nitrat tillsatsen. En liten mängd nitrat i avloppsvattnet kan inte alltid hindra sulfatreduktion inne i slamhuden där både syre- och nitratmängden kan vara helt förbrukad. Eftersom reaktionen sker inne i bakteriehuden där det finns överskott på organisk substans konsumeras en stor del av nitratmängden för oxidation av organiska ämnen.

Närvaro av ett oxidationsmedel som nitrat under vattnets passage genom en tryckledning medför således att organiskt material bryts ned och överförs till slam. En del av reningsprocessen sker därmed redan i ledningsnätet. En viss minskning av belastningen på reningsverket sker därför och syrebehovet minskar.

Det är viktigt att inte överdosera nitratmängden då den nitrat som inte denitrifieras till kvävgas kommer att öka kväveutsläppet till recipienten.

Kvävgasbildningen kan orsaka gasblåsor vilket är en nackdel vid dosering före sjöledning. Teoretiskt bildas cirka 90 liter kvävgas ( $N_2$ ) för varje liter kalciumnitrat som doseras. Se bilaga 5.

Doseringsmängden bör motsvara molförhållandena 1,5-3:1 ( $NO_3:S$ ). I våra försök har molförhållandena varit mellan 1,5 - 3,5, se bilaga 5.

Kalciumnitrat marknadsförs av Supra Kemi sedan 1980. Supra har tagit fram en handbok för hur kalciumnitrat skall användas för att motverka svavelvätebildning. (Brakfesten). I denna framgår rekommenderade doseringsmängder enligt några tumregler. Dessa är:

- Mängden kalciumnitrat uttryckt i liter per dygn =  $0,005 * \text{volym} * 24$   
(där volym anges i  $m^3$  av den aktuella tryckledningen.)
- Dosera 5-8 ml kalciumnitrat per  $m^3$  vatten och timmes uppehållstid. Under sommartid bör man enligt handboken öka doseringen till det dubbla. Detta gäller också vid extrema förhållanden som :
  - Mycket långa uppehållstider, > 24 timmar
  - BOD-rika vatten från till exempel livsmedelsindustrin
  - Varma vatten som håller en temperatur på 20 °C eller mer

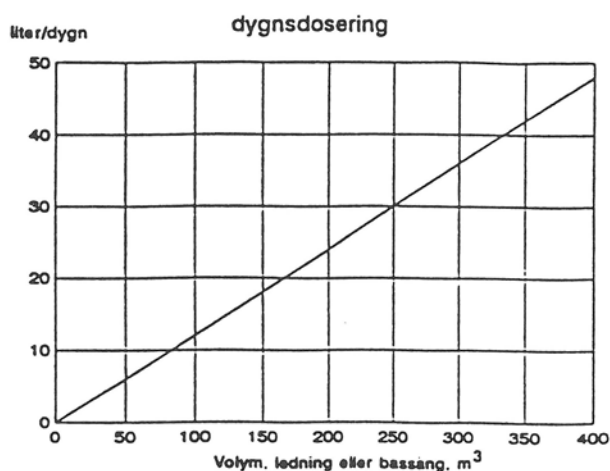


Fig 14. Diagram för utläsning av erforderlig doseringsmängd (Supra Kemi 1992)

Under projektets gång har kalciumnitrat ändrat namn till Nutriox.

#### 4.4. Dosering med järnklorid

Järnklorid reagerar med sulfid till en svåröslig metallsulfid. Därmed binds sulfiden så att svavelväte inte överförs till luft.

Den stora skillnaden mellan dosering med kalciumnitrat och järnklorid är att i det senare fallet bildas sulfiden i en anaerob miljö, binds till järnsulfid och faller ut som slam. Mängden slam som teoretiskt kan bildas på grund av järntillsatsen är cirka 2 gånger doserad järnmängd betraktat som torrsbstans. Vid dosering av 1 liter järnklorid med en järnhalt av 197 g Fe/l bildas cirka 400 g slam. Se bilaga 5.

Vid dosering av kalciumnitrat upprätthålls anoxiska förhållanden. Detta innebär också att det är olika typer av bakterier som lever i slamhuden.

Den kemiska formeln för järnklorid är  $\text{FeCl}_3$ . Järnklorid marknadsförs av bland annat Kemira AB.

Järnklorid är frätande och pH-sänkande. Järnklorid säljs i två typer, dels vanlig järnklorid som även innehåller sulfat, dels en typ som heter PIX-C. PIX-C är sulfatfri och har lågt tungmetallinnehåll. Denna är något dyrare. Vanlig järnklorid bör lagras i en temperatur  $> 5^\circ \text{C}$  på grund av risken för utkristallation medan PIX-C klarar  $-15^\circ \text{C}$ . Under projektets gång har ytterliggare en typ av järnklorid kommit ut på marknaden. Denna heter PIX-111. Produkten är likvärdig med PIX-C men med något lägre kloridhalt.

#### 4.5. Rensning med rensplugg

Ett annat sätt att angripa svavelväteuppkomsten är att avlägsna slamhuden från ledningarnas insida. Detta kan då göras mekaniskt med hjälp av rensningspluggar. Renspluggarna finns i en mängd dimensioner. Frekvens för rensning bestäms utifrån erfarenhetsvärden för den aktuella ledningen. Rensning med rensplugg kan med fördel kombineras med andra metoder för att motverka svavelvätebildning. Rensning med rensplugg ger inte bara positiva effekter mot svavelvätebildning utan kan även ge märkbara kapacitetsförbättringar i ledningarna.



Fig 15. Rensning med rensplugg (Polly-Pig)

I Linköping har Polly-Pig använts i Ljungsbroledningen. Försöken genomfördes redan 1989-1990. I Norrköping används Polly-Pig för att motverka svavelvätebildning i Kolmårdsledningen.

## 4.6. Resultat

### 4.6.1. Stureforsledningen

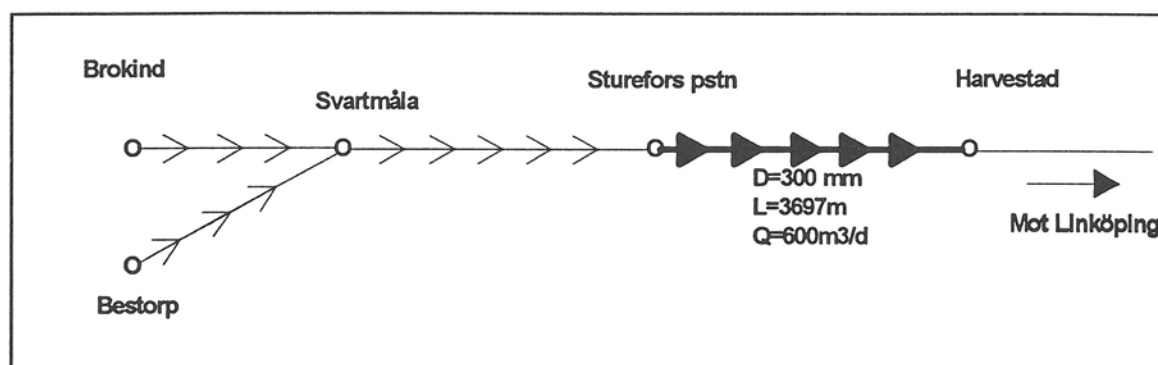


Fig 16. Karta Stureforsledningen

Stureforsledningen leder in avloppsvatten till Linköping från de södra delarna av Linköping. Bestorp (415 pe), Brokind (495 pe), Svartmåla (75 pe) och Sturefors (2340 pe). Se karta ovan. Tryck- och självtrycksledningen från Sturefors har en total längd av 3697 m. Flödet från pumpstationen i Sturefors har bestämts till cirka 600 m<sup>3</sup>/d. Detta flöde har erhållits genom kontinuerliga nivåmätningar i pumpgropen under en tid. Därigenom har pumpkapaciteterna och antalet tillslag per dygn bestämts. Genom avläsning av pumparnas drifttid under en längre period har sedan dygnsflödet bestämts.

Dosering av järnklorid har pågått i pumpstationen sedan juni 1992. Ett kärl på 1000 l placerades under försöksperioden inne i pumpstationen. Inledningsvis styrdes doseringen av när pumparna gick vilket verkar vara den vanligaste styrningen. Målsättningen med doseringen har varit att hålla svavelvätehalten på cirka noll i slutänden av tryckledningen och att inte overdosera.

Snart nog upptäcktes att bättre resultat erhöles om doseringspumparna gick kontinuerligt. Detta innebär att då ett litet flöde rinner till pumpstationen hinner mer järnklorid per m<sup>3</sup> avloppsvatten att doseras i pumpgropen innan pumparna startar och tvärtom så hinner inte så mycket järnklorid doseras per m<sup>3</sup> avloppsvatten då flödet är större till pumpstationen. Detta stämmer då bättre överens med verkligt behov av dosering därför att problemen är störst då flödet är litet och uppehållstiden längre. När flödet ökar och uppehållstiden därmed minskar behöver inte lika mycket doseras per m<sup>3</sup> avloppsvatten.

Svavelvätehalten, pH och temperatur har mätts under ett års tid i själva avloppspumpstationen, i brunnen där tryckledningen slutar och i två efterföljande punkter. Halterna har registrerats av fältpersonal på blankett som redovisas i bilaga 3. Svavelvätehalten har mätts som tidigare nämnts både i luft och vatten. Mätningarna i vatten har gjorts med den tidigare omnämnda Alka-Seltzermetoden.

Nederbörden har under perioden registrerats med hjälp av nederbördsräknare anslutna till logger. COD eller BOD och sulfat har bestämts genom att ett antal avlopps-

vattenprover har analyserats. I figur 17 redovisas temperatur- och pH-variationerna i ledningen under året. Temperaturen i luften omedelbart ovanför vattenytan har varierat mellan 3,0°C - 16,7 °C under året. I litteraturen framgår att svavelväteproduktionen i princip upphör vid vattentemperaturer under 8 °C. Vattentemperaturen kan i vissa fall skilja något i förhållande till lufttemperaturen omedelbart ovan vattenytan. Om temperaturerna är lika skulle detta innebära att vi inte har någon svavelväteproduktion under perioden 1992-11-23 - 1993-04-23.

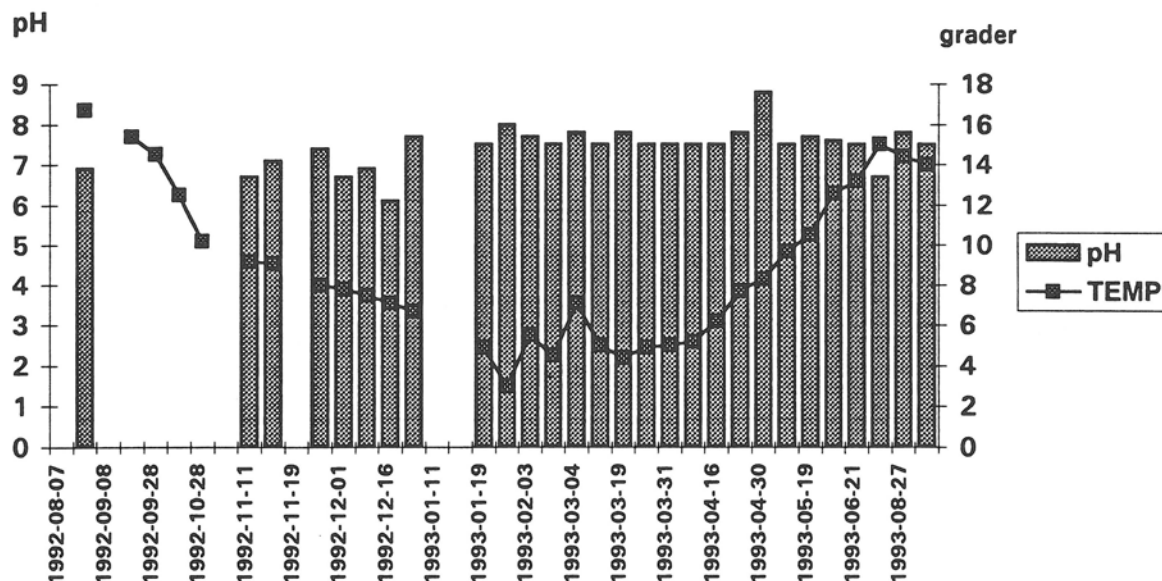


Fig 17. Temperatur och pH-variationer i Stureforsledningen under mätperioden

I våra försök kan vi konstatera att vi har uppmätta svavelvätehalter på upp till 1,0 mg/l vid en temperatur på 5,0°C. Detta trots att vi doserar 17 l/d vid detta tillfälle (motsvarande 28 ml/m<sup>3</sup>). Vid temperaturer under 5°C har vi dock inte mätt upp några svavelvätehalter. Detta är viktigt att notera. Om man kan konstatera vid vilken vattentemperatur som gränsen för svavelväteproduktion går i sin överföringsledning kan doseringen upphöra under denna period. Här finns mycket pengar att tjäna för de som doserar året runt.

PH varierar inte speciellt mycket under perioden, med några få undantag, se fig 17. Medelvärde för pH under perioden ligger på 7,4. Detta skulle innebära att endast 25 % av den totala sulfidmängden förekommer som svavelväte enligt diagrammet i figur 1.

När försöken inleddes uppmättes mycket höga halter av svavelväte i ledningen. Vid provtagning 92-08-28 uppmättes maxvärden med Alka-Seltzermetoden i samtliga mätpunkter dvs > 5 mg H<sub>2</sub>S/l. Mätningarna i luften visade halter på 102 ppm i Harvestad vilket är den punkt där tryckledningen övergår till självfall, se fig 16. Doseringen startade 92-08-07. Inledningsvis doserades 12 l järnklorid/d (20 ml/m<sup>3</sup>) i ledningen. Detta gav ingen positiv effekt. Trots denna dosering uppmättes 115 ppm i luften 92-09-08. Dosen ökades då till 24 l/d (39 ml/m<sup>3</sup>). Vid mätningar 92-09-15 hade

då halten svavelväte i luft sjunkit till 23 ppm i Harvestad. I brunnarna nedströms denna punkt visade halterna noll. 92-09-28 ökades doseringen till 30 l/d (49 ml/m<sup>3</sup>). Detta gav resultat. Vid mätningar 92-10-14 hade svavelvätehalten sjunkit till 0 ppm i luften i brunnen vid Harvestad. Dock mättes 1 mg/l i vattnet. Under november uppmättes värden mellan 0-1 ppm i luft men mellan 2-5 mg/l i vatten. Det kan noteras att regnpåverkan var förhållandevis stor i oktober vilket kan ha hjälpt till att få ner halterna något.

I figurerna nedan redovisas uppmätta svavelvätehalter i vatten under mätperioden. (Alka-Seltzermetoden). Här bör återigen påpekas att låga halter av svavelväte i luft kan vara svårt att mäta upp med den metod vi använt. Vid låga halter är mätningarna i vatten mera tillförlitliga.

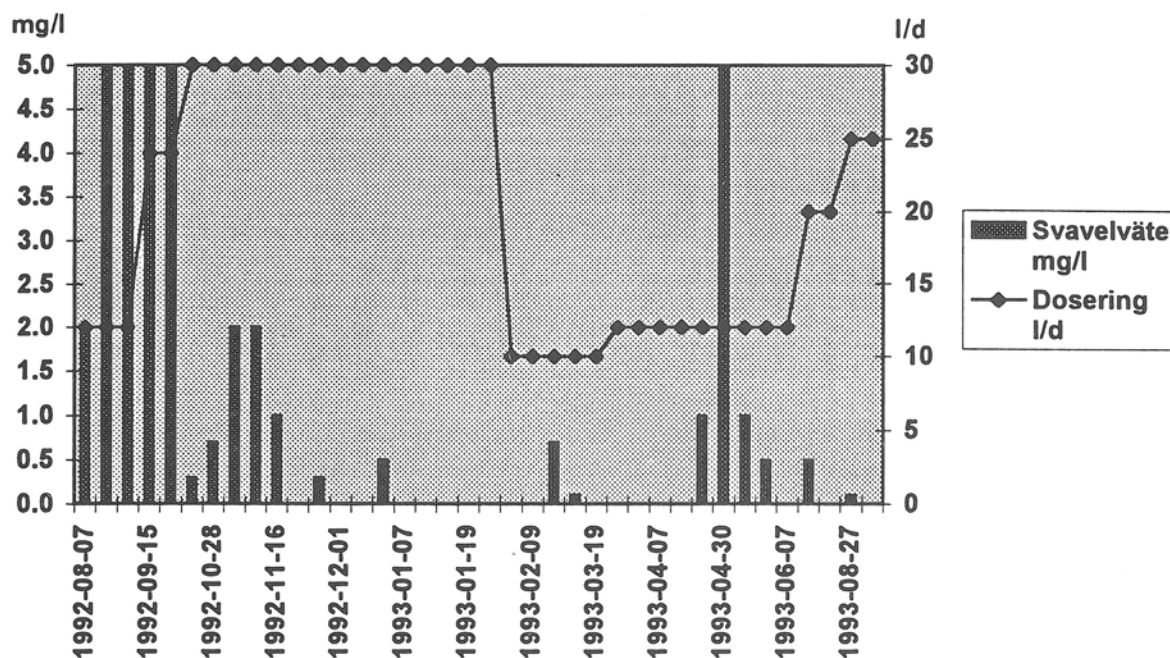


Fig 18. Uppmätta svavelvätehalter i vatten och aktuell dosering av järnklorid under mätperioden

Erforderlig dosering med järnklorid i Stureforsledningen uppgår till cirka 30 l/d för att hålla svavelvätehalten omkring noll under sommarmånaderna. Med denna dosering erhöles enstaka förhöjda värden av svavelväte under vissa ogynnsamma förhållanden. Under november till april då vattentemperaturen understiger 5°C behövs sannolikt ingen dosering. Under dessa försök har vi dock doserat 12 l/d även under denna tid. Om en jämförelse görs med rekommenderade doseringar av kalciumnitrat i Stureforsledningen erhålls erforderlig dosering enligt tumregeln i Supras handbok till:  $0,005 * 261 \text{ m}^3 * 24 = 31 \text{ l/d}$ . Under sommarmånaderna bör dock doseringen ökas till det dubbla = 62 l/d. Verkliga jämförelse mellan dosering av kalciumnitrat och

järnklorid har utförts i Vikingstadledningen parallellt med dessa försök. Resultatet av detta framgår under punkten 4.6.2.

Under perioden har vattenprover tagits ut vid ett antal tillfällen. BOD eller COD och sulfat har analyserats. Värdena för BOD har varierat mellan 160-350 mg/l med ett medelvärde på 270 mg/l. Sulfathalten har varierat mellan 41-66 mg/l med ett medelvärde på 48 mg/l. COD har varit cirka 2,5 ggr så högt som BOD vid gjorda jämförelser. Både BOD och sulfat ligger på normala värden för hushållsvatten. Det finns inga industrier anslutna till denna ledning.

Förväntad svavelvätehalt kan beräknas med hjälp av formler med vissa antaganden. Följande värden gäller för Stureforsledningen:

$$\begin{aligned} \text{BOD} &= s = 270 \text{ mg/l} \\ L &= 3700 \text{ m} \\ D &= 300 \text{ mm} \\ Q &= 600 \text{ m}^3/\text{d} \\ \theta &= 10 \text{ timmar} \\ M_p &= 0,0033 \text{ (sulfidbildningskoefficient)} \\ T &= 15 \text{ }^\circ\text{C} \\ S &= \text{Sulfidhalt, mg/l} \end{aligned}$$

Om sulfathalten överstiger cirka 20 mg  $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$  kan följande approximativa formel användas (Pomeroy 1959) för att förutsäga sulfidhalten i tryckledningen (inkommande syre- och nitrat halt i ledningen antas vara försumbar):

$$S = M_p * s * 1,07^{(T-20)} * \theta (1 + 0,4 * D) / D$$

$$S = 0,0033 * 270 * 1,07^{(15-20)} * 10 (1 + 0,4 * 0,3) / 0,3 = 24 \text{ mg S/l}$$

$$\text{pH} = 7,4 \text{ ger } 25 \% \text{ av sulfiden i form av } \text{H}_2\text{S} \text{ ger } 0,25 * 24 \text{ mg S/l} = 6 \text{ mg S/l}$$

Detta värde motsvarar medelvärdet för den förväntade sulfidhalten. Den maximala sulfidhalten är ungefär dubbelt så hög som medelvärdet av bildad sulfidhalt dvs 12 mg/l.

Det maximala värdet som uppmäts i ledningen är 115 ppm (1992-09-08) uppmätt i luft. Detta var innan någon dosering startat i ledningen. Maxvärdet som erhålls i beräkningen tycks vara för lågt. Medelhalten som erhålls i beräkningen kan mycket väl stämma med verkligheten. Detta kan vi i dagsläget inte svara på då dosering har pågått hela tiden.

Det beräknade värdet kan vara till stor hjälp i samband med nyprojektering av ledningar. Detta har vi ett bra exempel på i Linköping då man under 1993 projekterade en överföringsledning till Rystad. Genom att stoppa in projekterade värden i formeln med använda normalvärden för avloppsvatten när det gäller BOD och sulfat fås en förväntad sulfidhalt. Denna halt kan sedan jämföras med den halt beräkningen ger i till exempel Stureforsledningen eller annan ledning med kända svavelväteförhållanden. I detta fall gav beräkningen dubbelt så hög förväntad sulfidhalt som den beräknade för Stureforsledningen.

Med denna information har man möjlighet att redan i projekteringskedet vidtaga åtgärder. Här kan man till exempel förändra ledningsdiametern, studera dygnsflödet för att se om detta kan påverkas på något vis, förbereda för eventuell dosering eller Polly-Piganslutning. Man kan eventuellt påverka läget för den punkt där tryckledningen slutar så att minsta möjliga luktproblem uppstår.

När det gäller regnpåverkan till pumpstationen så kan man konstatera en kraftig flödesökning i samband med regn mellan 93-07-07 - 93-07-13. Under denna period föll 40 millimeter regn. Mellan dessa datum har dygnsflödet i pumpstationen ökat från cirka 480 m<sup>3</sup>/d till cirka 650 m<sup>3</sup>/d. I övrigt kan man se att inläckaget i ledningarna är relativt stort under vårvintern då dygnsflödena ligger på cirka 900-1000 m<sup>3</sup>/d mot sommarflödet på cirka 600 m<sup>3</sup>/d. Denna regnpåverkan påverkar svavelvätehalten på tre sätt, dels genom att avloppsvattnet späds ut och syresätts, dels genom att uppehållstiden minskar men också genom att temperaturen sänks. För att kunna studera effekterna av detta krävs kontinuerliga studier av svavelvätehalten. Detta har inte gjorts i denna ledningen.

#### 4.6.2. Vikingstadsledningen

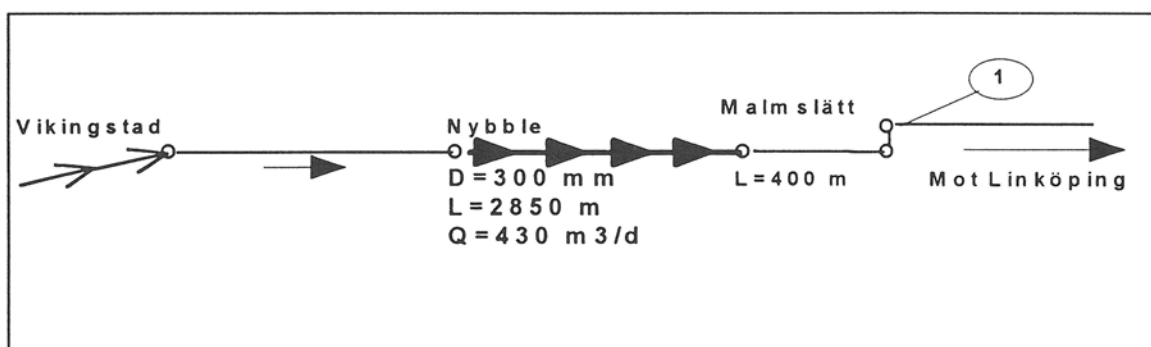


Fig 19. Karta över Vikingstadsledningen

Vikingstadsledningen leder in avloppsvatten till Linköping från Vikingstad (2175 pe), Sjögestad (300 pe) och Rappestad (205 pe) samhällen väster om Linköping, se karta ovan. I Vikingstad finns en mindre industri ansluten. Tryckledningen från Nybble pumpstation har en total längd av 2850 m. Flödet från pumpstationen har bestämts till cirka 430 m<sup>3</sup>/d. Detta flöde har erhållits genom kontinuerliga nivåmätningar i pumpgropen under en tid. Därigenom har pumpkapaciteterna och antalet tillslag per



dygn bestämts. Genom avläsning av pumparnas drifttid under en längre period har sedan dygnsflödet bestämts.

Dosering av järnklorid påbörjades i juli 1992. Ett kärl på 1000 l placerades inne i pumpstationen. Dosering har skett kontinuerligt. Svavelväte, pH och temperatur har mätts i ett antal brunnar både före tryckledningen och efter. Halterna har registrerats av fältpersonal cirka en gång per vecka. Svavelvätehalten har mätts här liksom i Stureforsledningen både i luft och i vatten. Till skillnad från Stureforsledningen har svavelvätehalten i luften i denna ledning från och med maj 1993 även registrerats med hjälp av logger.

Nederbörden har registrerats med hjälp av nederbördsmätare ansluten till logger. COD eller BOD och sulfat har bestämts genom att ett antal vattenprover har tagits till analys. Nedan redovisas temperatur- och pH-variationerna i ledningen under mätperioden. Temperaturen i luften omedelbart ovanför vattenytan har varierat mellan 2,6 °C-15,3 °C .

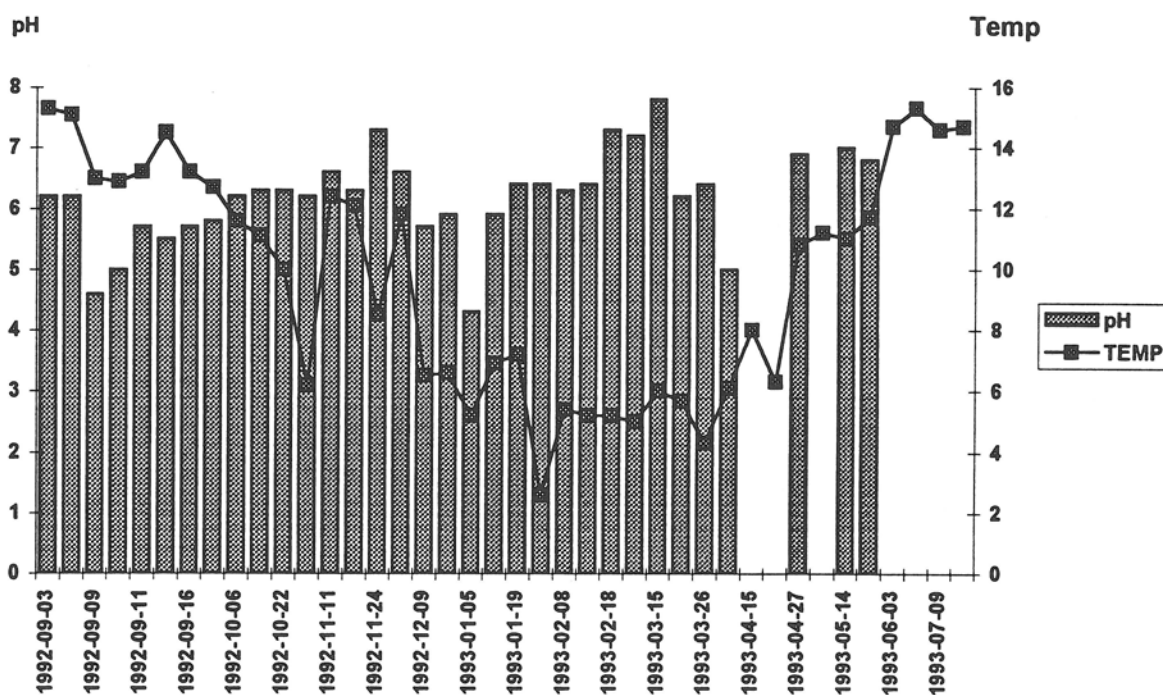


Fig 20. Temperatur och pH-variationer i Vikingstadsledningen under mätperioden

I denna ledningen kan vi konstatera att vi har uppmätta svavelvätehalter på 0,7 mg/l vid en temperatur på 2,6°C i den punkt där tryckledningen slutar. PH-variationerna är

större i denna ledningen än i Stureforsledningen. Värdena har legat mellan 4,3-7,8 med ett medelvärde på 6,5.

Doseringen startade 92-07-28. Inledningsvis doserades endast 3 l/d (7 ml/m<sup>3</sup>) och svavelvätehalten låg då på mer än 5 mg/l. Anledningen till att man doserade så lite inledningsvis var att försök i Norrköping visat på erforderlig dosering motsvarande 10 ml/m<sup>3</sup>. Denna dosering räckte dock inte till utan doseringen ökades successivt. När doseringen ökades till 25 l/d (58 ml/m<sup>3</sup>) minskade svavelvätehalten till 2 mg/l. Vid en dosering på 48 l/d (111 ml/m<sup>3</sup>) erhöles en stabilt låg nivå. Värdena varierade då mellan 0 - 1 mg/l. 92-10-06 minskades doseringen till 36 l/d (83 ml/m<sup>3</sup>) med fortsatt stabilt låg svavelvätehalt, dock något förhöjda värden i någon punkt. Under våren 1993 doserades 30 l/d (69 ml/m<sup>3</sup>) med stabilt låg nivå, se figur 21.

Från och med 93-04-07 byttes järnkloriden mot kalciumnitrat. Parallellt med dessa försök pågick mätningarna i Stureforsledningen som referensmätningar till försöken i Vikingstadsledningen. Inledningsvis doserades 30 l kalciumnitrat/d motsvarande 69 ml/m<sup>3</sup>. Denna dosering kunde sedan hållas under sommarmånaderna fram till försökens slut i september med något förhöjt värde.

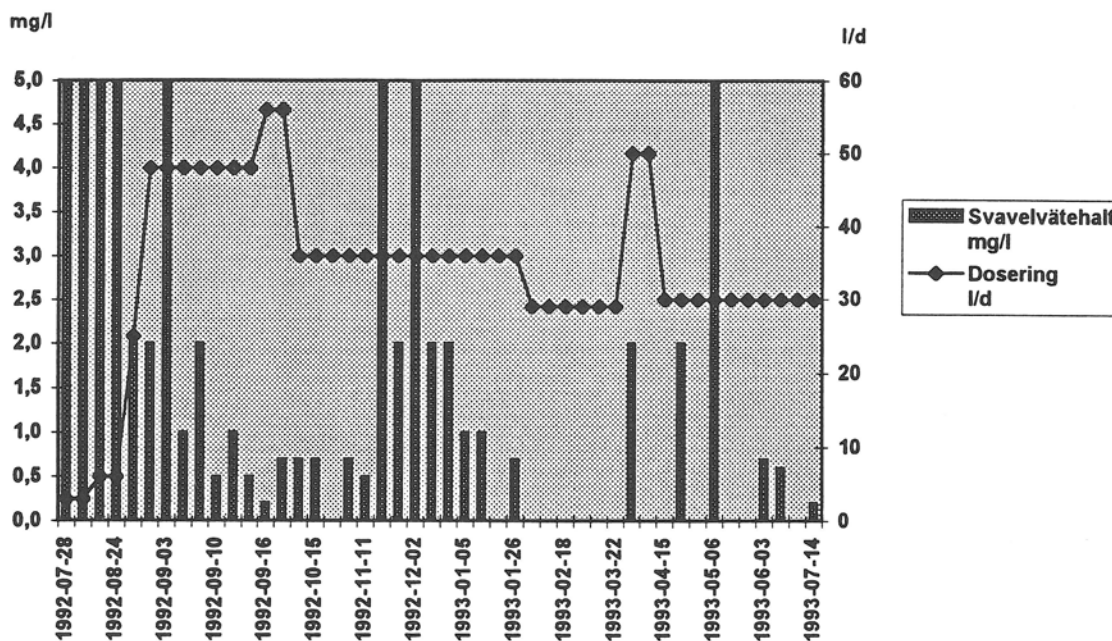


Fig 21. Svavelvätehalt i vattenfasen respektive dosering av järnklorid och kalciumnitrat i Vikingstadsledningen under mätperioden

De manuella provtagningarna avseende svavelväte i luft har genomgående visat 0 mg/l. Provtagningarna har skett cirka en gång per vecka i samband med att fältpersonal varit ute vid pumpstationen. För att få en uppfattning om dygnsvariationerna placerades en

kontinuerligt registrerande svavelvätemätare i en brunn efter tryckledningen, se pkt 1 fig 19. Mätaren placerades 400 m nedströms den punkt där tryckledningen slutar. I denna brunn vinklar nämligen ledningen 90° för att korsa vägen vilket ger turbulens och lättare för svavelvätet att övergå till luftfasen. Mätaren sattes ut under maj månad 1993. Mätningarna visade att dygnsvariationerna var mycket stora. Värdena är markant förhöjda mellan cirka klockan 19 på kvällen fram till klockan 07 på morgonen. Under dagtid när manuella mätningar har skett av fältpersonal har värdena i de flesta fall varit noll eller nära noll.

Dessa variationer under dygnet visar att det är viktigt att mäta kontinuerligt en tid i en brunn som till exempel fått klagomål på dålig lukt. Ofta i samband med klagomål på dålig lukt skickas fältpersonal ut för att mäta och konstaterar att här finns inga svavelväteproblem. Dessa manuella mätningar sker då genomgående dagtid och kan alltså i vissa fall ge resultat som inte visar hela sanningen.

Dessa dygnsvariationer kan uppkomma av flera skäl. Ett kan vara dygnsvariationer i tillflödet till pumpstationen. Detta gör att uppehållstiden i ledningen varierar under dygnet. Upphållstiden i ledningen avgör sedan när det äldre vattnet kommer fram till självfallsledningen och ger förhöjd svavelvätehalt. Andra tänkbara orsaker till dessa dygnsvariationer kan vara temporära utsläpp av organiskt material. Detta ger då ökad nedbrytning och ökad förbrukning av syre i ledningen vilket i sin tur ger ökad svavelväteproduktion. Utsläppen sker oftast dagtid och beroende på uppehållstid i ledningen ökar svavelvätehalten i övergången till självfallsledningen vid en viss återkommande tidpunkt på dygnet.

För att få en klarhet i vad som orsakar dygnsvariationerna i Vikingstadsledningen utfördes en dygnsprovtagning. Prover togs ut en gång per timma under hela dygnet. Detta skedde med en automatisk provtagare som installerades i Nybble pumpstation. BOD, pH, P-tot och sulfat analyserades. Analyserna visar kraftiga förändringar av BOD och pH under dygnet. Se fig 22.

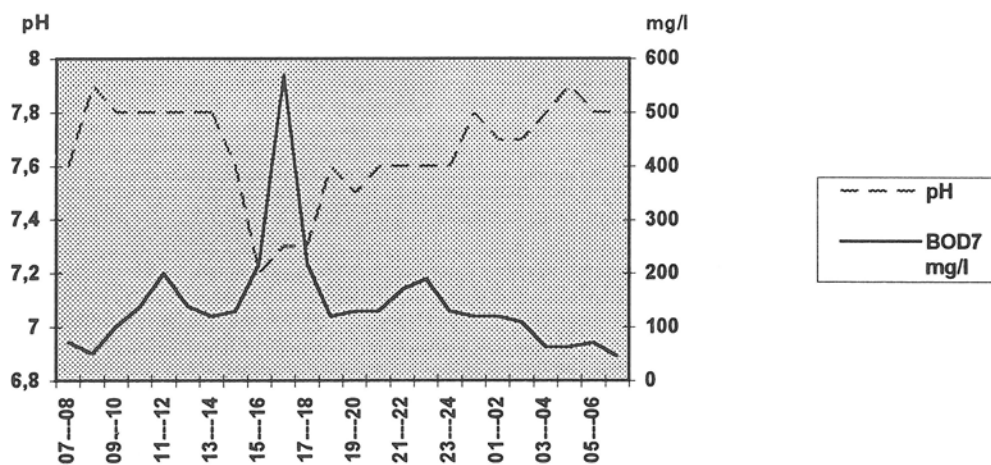


Fig 22. BOD- och PH-variationer i Nybble under ett försöksdygn

Mellan klockan 9-17 erhöjls ett medelvärde av BOD på 202 mg/l. Medelvärdet för resten av dygnsproverna (18-08) är 113 mg/l. Under dagtid erhöjls en kraftig sänkning av pH under i stort sett samma tid som BOD är högt. Detta förklarar de förhöjda värdena nattetid då uppehållstiden i ledningen ligger på cirka 11 timmar. Anledningen till pH-sänkningen antas vara bildning av organiska syror i samband med nedbrytning av organisk substans (början till rötning). För att komma tillrätta med denna typ av problem föreslås en dygnsstyrning av doseringen. Detta kan enkelt göras genom att i fallet Vikingstadsledningen öka doseringen under eftermiddagen genom att låta en extra doseringspump gå parallellt med den ordinarie doseringspumpen under ett antal timmar. Denna pump är då tidsstyrd med en vanlig dygnstimer. Eventuellt kan då den ordinarie doseringen över dygnet minskas något. Försök med styrning kommer att göras under våren i Vikingstadsledningen. Supra har redan testat denna typ av styrning med lyckat resultat. Buffring av vattnet, som periodvis extra dosering innebär går att göra både med kalciumnitrat och järnklorid.

Erforderlig dosering i Vikingstadsledningen uppgår sammanfattningsvis för järnklorid till cirka 36 l/d (83 ml/m<sup>3</sup>) sommartid och 30 l/d (69 ml/m<sup>3</sup>) under vår och höst. Under december till februari bör dosering kunna avbrytas. Erforderlig dosering med kalciumnitrat är något lägre än järnklorid och uppgår sommartid till cirka 30 l/d (69 ml/m<sup>3</sup>).

Under perioden har vattenprover tagits ut vid ett antal tillfällen. BOD eller COD och sulfat har analyserats. Värdena för BOD har varierat mellan 130-180 mg/l med ett medelvärde över dygnet på 165 mg/l. Motsvarande värden för Sturefors var 160-350 mg/l med ett medelvärde på 270 mg/l. Sulfathalten har varierat mellan 32-66 mg/l med ett medelvärde på 45 mg/l. Motsvarande värden för Stureforsledningen var 41-66 mg/l med ett medelvärde på 48 mg/l.

Förväntad svavelvätehalt kan beräknas med hjälp av formeln på sidan 31. Följande värden gäller för Vikingstadsledningen:

BOD = s = 165 mg/l
L = 2850 m
D = 300 mm
Q = 432 m <sup>3</sup> /d
θ = 11 timmar
Mp = 0,0033 (sulfidbildningskoefficient)
T = 15 °C
S = Sulfidhalt, mg/l

Om sulfathalten överstiger cirka 20 mg SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l kan formeln användas för att förutsäga sulfidhalten i tryckledningen (inkommande syre- och nitrathalt i ledningen antas vara försumbar):

$$S = M_p * s * 1,07^{(T-20)} * \theta (1 + 0,4 * D) / D =$$

$$0,0033 * 165 * 1,07^{(15-20)} * 11 (1 + 0,4 * 0,3) / 0,3 = 16 \text{ mg S/l}$$

$$\text{pH} = 6,5 \text{ ger } 90 \% \text{ av sulfiden i form av } H_2S \text{ ger } 0,90 * 16 \text{ mg S/l} = 14 \text{ mg S/l}$$

Detta värde motsvarar medelvärdet för den förväntade sulfidhalten. Den maximala sulfidhalten är ungefär dubbelt så hög som medelvärdet av bildad sulfid enl. Boon och Lister (1975). Det maximala värdet skulle då vara 28 mg/l. Det maximala värdet som uppmätts i ledningen är cirka 50 ppm. Medelhalten är inte alls orimlig utan kan mycket väl stämma med verkligheten. Detta kan vi dock inte svara på i dagsläget då dosering har pågått hela tiden under försökens gång.

Regn påverkar dygnsflödet även till denna pumpstation liksom det gjorde i Sturefors. Detta illustreras bra av nivåmätningar i pumpstationen i samband med regn. Se fig nedan.

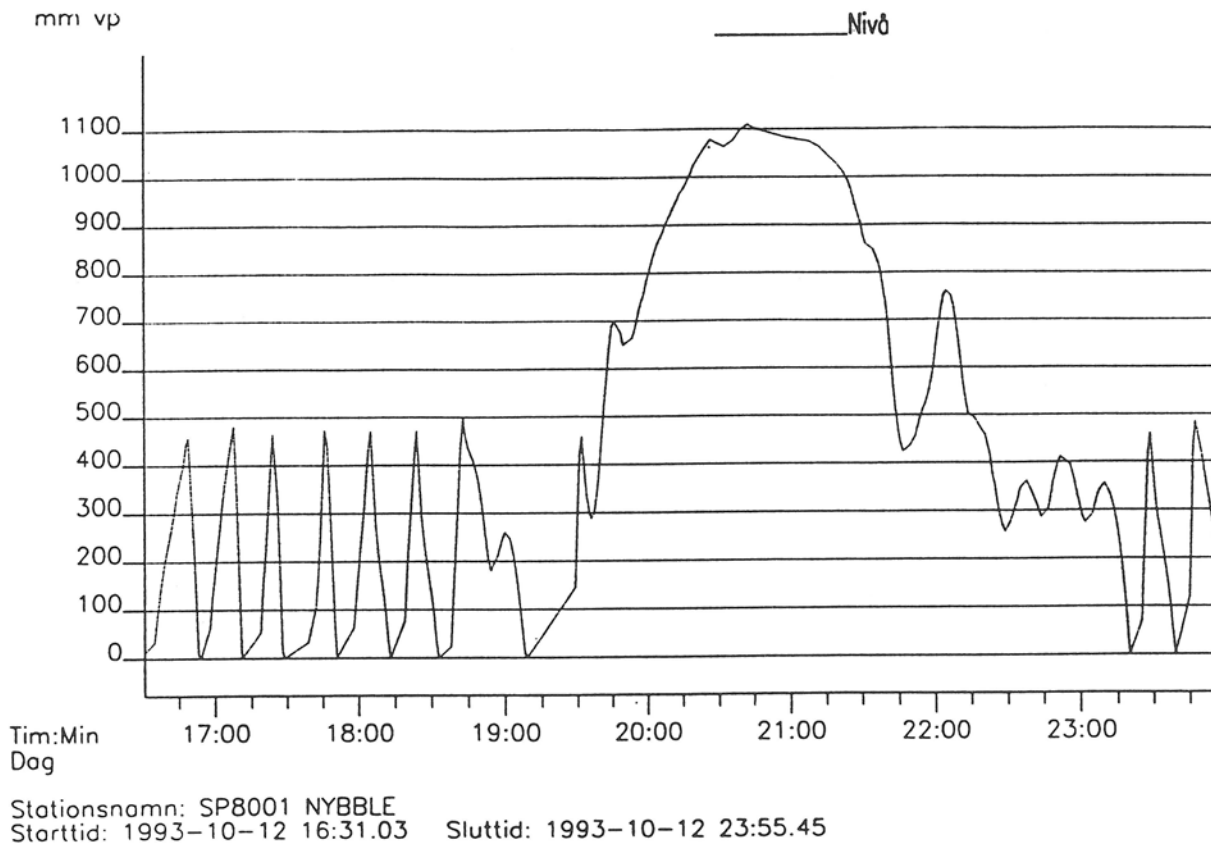


Fig 23. Resultat av nivåmätningar i Nybble pumpstation (Vikingstadsledningen)

I resultaten från de kontinuerliga mätningarna kan en klar minskning av uppmätta svavelvätehalter under dygnet 31/7-3/8 noteras i samband med ett kraftigt regn. Se fig nedan.

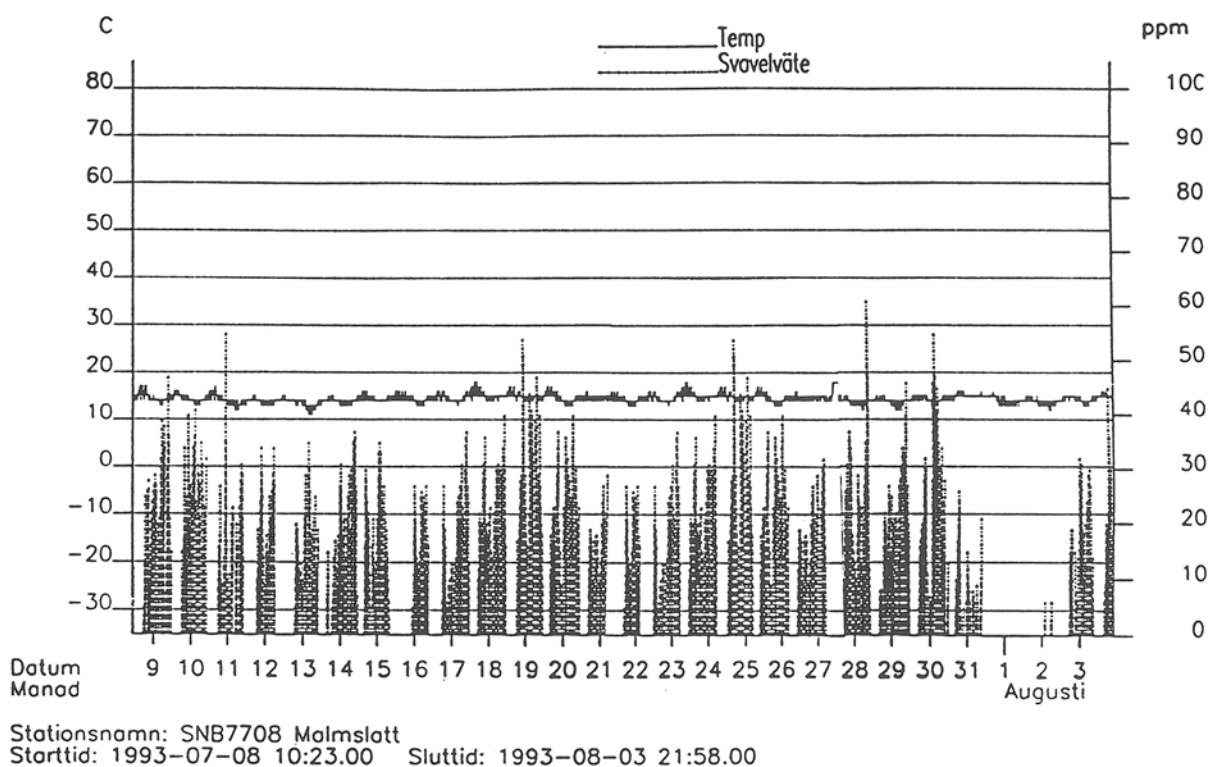


Fig 24. Svavelvätemätning i luft i Vikingstadsledningen

I samband med regn mellan 93-07-07 - 93-07-13 ökade flödet till pumpstationen från cirka 300 m<sup>3</sup>/d till cirka 550 m<sup>3</sup>/d. Inläckaget i ledningarna är relativt stort under våren då dygnsflödet ligger uppemot 650-700 m<sup>3</sup>/d. Detta påverkar ju självfallet uppehållstiden som därigenom minskar. De olika tillrinningarna till pumpstationen innebär att uppehållstiden varierar mellan 7 - 16 timmar. De värden som använts i beräkningarna baserar sig på medeluppehållstider under sommarmånaderna.