

Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk

Bengt Carlsson
Sara Hallin



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 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling 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 utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Ola Burström, ordförande
Roger Bergström
Bengt Göran Hellström
Staffan Holmberg
Pär Jönsson
Peeter Maripuu
Stefan Marklund
Peter Stahre
Jan Söderström

Skellefteå
Svenskt Vatten AB
Stockholm Vatten AB
Haninge
Östersund
Vaxholm
Luleå
VA-verket Malmö
Sv kommunförbundet

Asle Aasen, adjungerad
Thomas Hellström, sekreterare

NORVAR, Norge
Svenskt Vatten AB

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

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk
Title of the report:	Automatic control and microbiology in wastewater treatment plants
Rapportens beteckning	
Nr i VA-Forsk-serien:	2003-27
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-91-X
Författare:	Bengt Carlsson, Avd. för systemteknik, Inst. för informationsteknologi, Uppsala universitet, Sara Hallin, Inst. för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet
VA-Forsk projekt nr:	22-110
Projektets namn:	Nya utbildningsverktyg för VA-personal
Projektets finansiering:	VA-Forsk och Svenska kommunförbundet
Rapportens omfattning	
Sidantal:	104
Format:	A4
Upplaga:	1000
Sökord:	Aktivslamprocessen, automatisering, biologisk fosforrening, extern kolkälla, mikrobiologi, kemisk fällning, kväverening, PID-reglering, reglering, simulering, utbildning
Keywords:	Activated sludge process, automation, biological phosphorus removal, external carbon source, microbiology, chemical precipitation, nitrogen removal, PID-controller, automatic control, simulation, education
Sammandrag:	Rapporten ger grundkunskaper i reglerteknik och hur denna metodik används och kan användas i avloppsreningsverk. Ett mikrobiologiskt perspektiv på olika reningsprocesser ges också.
Abstract:	The report gives basic knowledge in automatic control and how this technology is used in wastewater treatment plants. Different treatment processes are described from a microbiological point of view.
Målgrupper:	Alla som är verksamma i VA-branschen och behöver grundkunskaper i reglerteknik och mikrobiologi
Omslagsbild:	Syresättning i en aktivslamprocess, foto Bengt Carlsson
Rapporten beställs från:	Svenskt Vattens distribution, Box 262, 591 23 Motala. Finns även att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2003
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Sammanfattning

I detta kompendium ges en introduktion till reglertekniken och hur denna metodik används och kan användas i avloppsreningsverk. Ett mikrobiologiskt perspektiv på olika reningsprocesser ges också. Kompendiet delas in i fyra delar. I den första delen ges en allmän beskrivning av reglertekniken där bland annat PID-regulatorn, trimning av PID-regulatorn, parameterstyrning, kaskadreglering och framkoppling går igenom. Del 2 beskriver mikrobiella och processtekniska aspekter i avloppsreningsverk. Mikroorganismernas betydelse för biologiska reningsprocesser inklusive kväve- och fosforavskiljning beskrivs. Även olika sedimenteringsproblem behandlas. Tre vanliga och viktiga reglerproblem beskrivs i detalj i del 3: reglering av syrehalten i en aktivslamprocess, reglering av en extern kolkälla i en aktivslamprocess med kväverening och reglering av mängden fällningskemikalier i det kemiska reningssteget. Här tillämpas reglertekniken från tidigare avsnitt och reglertekniken och mikrobiologin knyts samman. Den sista delen ger en kort orientering i simulering och modeller för aktivslamprocessen.

Summary

An introduction to automatic control and how this technology can be used in wastewater treatment plants are presented. A microbiological perspective on different treatment processes is also given. The report is divided in four parts. In the first part, a general description of automatic control strategies is given where the PID controller, tuning of PID controllers, gain scheduling, cascade control and feed forward control are outlined. Part 2 describes microbial and process engineering aspects of wastewater treatment. Moreover, the role of micro-organisms in biological treatment processes which include both nitrogen and phosphorus removal are addressed. Also various sedimentation problems are described. In part 3, three common and important control problems are described: control of the dissolved oxygen concentration in an activated sludge process, control of an external carbon source in an activated sludge process with nitrogen removal, and control of chemical precipitation. In these control tasks, the methods described in the first part are applied and automatic control and microbiology is integrated. The last part gives an overview of simulation and mathematical models that are used for simulations of the activated sludge process.

Förord

Detta kompendium är skrivet för personer som arbetar med VA-frågor. Kompendiet ger grundkunskaper i reglerteknik och hur denna metodik kan användas (och används!) i avloppsreningsverk, framför allt i aktivslamprocesser. Vi har försökt att minimera användningen av matematik vid beskrivningen av reglertekniken vilket gör att alla bör kunna ta del av innehållet. Kompendiet har ett mikrobiologiskt perspektiv på aktivslamprocessen, vilket också sätter reglertekniken i ett sammanhang. All personal som arbetar med VA-frågor bör ha viss förståelse för reglerteknikens användbarhet i reningsprocesser och mikroorganismernas betydelse i dessa.

Det finns en mängd böcker som beskriver avloppsreningsverk ur olika processtekniska perspektiv men ofta behandlas styr- och reglerproblemen kortfattat eller inte alls. Föreliggande kompendium är avsett som ett komplement till dessa böcker. När det gäller mikrobiologiska aspekter saknas övergripande litteratur på svenska.

Kompendiet är framtaget för kursen ”Styrning och reglering av reningsverk”, som ges av Svenska Kommunförbundet sedan 1999. Föreliggande kompendium är en revidering av kompendiet Reglering av avloppsreningsverk (VA-Forsk rapport nr 6, 2000). Delar av den gamla texten har skrivits om och några nya figurer har tillkommit, men framför allt så har kompendiet utökats med fyra nyskrivna kapitel. Dessa behandlar mikroorganismernas betydelse för sedimenteringen, biologisk fosforering, reglering av kemisk fällning och simulering. Kompendiet har författats av Bengt Carlsson, Avdelningen för systemteknik, Uppsala universitet och Sara Hallin, Institutionen för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala.

Vi vill passa på att tacka alla personer som hjälpt oss med revideringen av detta kompendium. Speciellt tack till Ulf Jeppsson och Jes la Cour Jansen för värdefulla kommentarer och till Pernille Ingildsen för att vi fått låna några resultat från hennes doktorsavhandling. Vi tackar också alla kursdeltagare (drygt 100) som inspirerat oss under kurstillfällena. Mistras bidrag inom programmet Urban Water till Avdelningen för systemteknik och VA-Forsks samt Formas bidrag till Institutionen för mikrobiologi har varit viktiga för att vi skall ha kunnat utveckla vår kompetens inom VA-området.

Arbetet med kompendiet har finansierats av Svenska Kommunförbundet och VA-Forsk.

Uppsala, februari 2003

Bengt Carlsson och Sara Hallin

Innehåll

1	<i>Introduktion</i>	1
1.1	Biologiska reningsverk kräver reglerteknik	1
1.2	Vad innehåller kompendiet?	1
2	<i>Vad är reglerteknik?</i>	3
2.1	Inledning	3
2.2	Ett exempel – reglering av vätskenivån i en tank	3
2.3	Ställdon och givare	5
2.4	Allmänt blockschema	6
2.5	Ytterligare exempel	7
2.6	Reglerproblem i reningsverk	8
2.7	Regulatorn – ett datorprogram i undercentralen	10
2.8	Några vanliga reglerprinciper i avloppsreningsverk	11
2.9	Styrteknik	12
2.10	Sammanfattning	12
3	<i>PID-regulatorn</i>	14
3.1	Inledning	14
3.2	Relästyrning	14
3.3	P-regulatorn	16
3.4	I-regulatorn	17
3.5	PI-regulatorn	19
3.6	PID-regulatorn*	21
3.7	Några praktiska aspekter*	22
3.8	Sammanfattning	23
4	<i>Inställning av PID-regulatorn</i>	24
4.1	Innan regulatorn börjar trimmas	24
4.2	Grunderna för regulatorinställning	24
4.3	Lambdametoden	26
4.4	Autotuning	29
4.5	Sammanfattning	29
5	<i>Reglerstrategier</i>	30
5.1	Parameterstyrning	30
5.2	Kaskadreglering	31
5.3	Framkoppling	32
5.4	Sammanfattning	34

6	<i>Aktivslamprocessen</i>	36
6.1	Grundläggande principer	36
6.2	Luftning	37
6.3	Vad renar en aktivslamprocess?	37
6.4	Sammanfattning	37
7	<i>Mikroorganismernas betydelse i aktivslamprocessen</i>	39
7.1	Vad är mikroorganismer?	39
7.2	Tillväxt av bakterier	40
7.3	Ämnesomsättning – nedbrytning, andning och fermentation	40
7.4	Biokemiska processer i aktivslamprocessen	43
7.5	Förmåga till nedbrytning*	43
7.6	Mikroorganismernas styrsystem*	44
7.7	Aktivt slam är en blandning av mikroorganismer	45
7.8	Sammanfattning	46
8	<i>Sedimentering</i>	47
8.1	Mikroorganismer skapar slammets sedimenteringsegenskaper	47
8.2	Sedimenteringsproblem	48
8.3	Filamentbildande bakterier	49
8.4	Faktorer som påverkar förekomst av filamentbildande bakterier	50
8.5	Hur minimeras problemen orsakade av filament?	51
8.6	Sammanfattning	52
9	<i>Kväverening – en del av kvävetets kretslopp</i>	53
9.1	Kväve är ett näringsämne	53
9.2	Kvävetets kretslopp	53
9.3	Biologisk kvävereduktion	54
9.4	Nitrifikation	55
9.5	Denitrifikation	56
9.6	Sammanfattning	56
10	<i>Aktivslamprocesser med biologisk kväverening</i>	58
10.1	Efterdenitrifikation	58
10.2	Fördenitrifikation	59
10.3	Några praktiska aspekter	60
10.4	Sammanfattning	61
11	<i>Aktivslamprocesser med biologisk fosforering</i>	63
11.1	Fosfor är ett näringsämne	63
11.2	Varför biologisk fosforering?	63
11.3	Så fungerar biologisk fosforering	63

11.4	Mikroorganismerna i biologisk fosforering	64
11.5	Faktorer som styr biologisk fosforering	65
11.6	Processlösningar för biologisk fosforering	65
11.7	Biologisk fosforering i Sverige.....	66
11.8	Sammanfattning.....	67
12	<i>Reglering av syrehalt i en aktivslamprocess</i>	69
12.1	Syrehalten påverkar mikroorganismernas aktivitet	69
12.2	Syrehalten varierar.....	70
12.3	Kväveoxider kan bildas.....	71
12.4	Strategier för att automatiskt styra lufttillförseln	71
12.5	Tryckreglering av blåsmaskiner.....	73
12.6	Överordnad syrereglering.....	74
12.7	Sammanfattning.....	77
13	<i>Reglering av extern kolkälla i en aktivslamprocess</i>	78
13.1	Extern kolkälla gynnar denitrifikationen.....	78
13.2	Effekter av kolkällor på denitrifierande bakterier	79
13.3	Reglering av extern kolkälla	81
13.4	Sammanfattning.....	84
14	<i>Reglering av kemisk fällning</i>	85
14.1	Kemisk fällning	85
14.2	Reglerstrategier.....	85
14.3	Sammanfattning.....	88
15	<i>Introduktion till simulering</i>	90
15.1	Användningsområden	91
15.2	Reningsverksmodeller	91
15.3	Simuleringsprogram för avloppsreningsverk	92
15.4	Sammanfattning.....	93
16	<i>Litteraturlista</i>	94

1 Introduktion

1.1 *Biologiska reningsverk kräver reglerteknik*

Många av dagens avloppsreningsverk har genomgått en snabb förvandling. Från att ha varit relativt enkla processer med låga reningskrav har vi idag reningsverk som i högre grad utnyttjar olika biologiska processer. Dessa mera komplexa processer kräver en ökad grad av reglering och övervakning. Successivt höjda krav på avloppsvattenrening i kombination med ökande avloppsvattenmängder och brist på utbyggnadsareal kräver effektivare reningsverk. Dessutom är kretsloppstänkande och resursbevarande mer centralt i dagens samhälle. Moderna reningsverk behöver en avancerad styrning för att uppnå effektiva driftsätt och reningsprocesser. Kunskap i reglerteknik tillsammans med processteknik och mikrobiologi är ett viktigt redskap för att åstadkomma en hög, jämn och kostnadseffektiv rening av avloppsvatten.

En förutsättning för att kunna reglera ett reningsverk är att förstå hur processen fungerar. Med reglerteknik påverkar vi mekaniska delar som ventilöppningar mm, men det vi i slutänden försöker reglera är de kemiska och biologiska processerna i reningsverket. Aktivslamprocessen är helt beroende av mikroorganismer för att fungera. Mikroorganismer är levande och är därmed svårare att styra än t.ex. pumpar. En viss förståelse för hur mikroorganismer fungerar är därför viktigt för att kunna lära sig styra och optimera en aktivslamprocess.

1.2 *Vad innehåller kompendiet?*

Kompendiet kan delas in i fyra delar:

- Del 1 består av kapitel 2–5 och ger en allmän beskrivning av reglertekniken. Avsnitten markerade med en * är av överkurskaraktär men är viktiga för de som aktivt jobbar med styrning och reglering.
- Del 2 består av kapitel 6–11 som beskriver mikrobiella och processtekniska aspekter i avloppsreningsverk. Avsnitten som är markerade med en * avser att ge en fördjupad mikrobiologisk förståelse.
- Del 3 består av kapitel 12–14 där tre viktiga reglerproblem i aktivslamprocessen behandlas och även diskuteras utifrån ett mikrobiologiskt perspektiv.
- Den sista delen utgörs av kapitel 15, som ger en kort orientering om simulering.

Kompendiet börjar med att ge en kort introduktion till reglerteknik. Ett enkelt exempel används för att beskriva en del reglertekniska begrepp och klargöra regulatorns roll i ett regelsystem. En översikt ges av några reglerproblem i avloppsreningsverk och i andra tillämpningar. Vidare ges motiv för att mer än

idag införa reglering av viktiga processer vid avloppsreningsverken. I kapitel 3 beskrivs funktionen för den vanligaste regulatoren, PID-regulatoren. PID-regulatoren har tre parametrar som måste ställas in korrekt för att regleringen skall fungera. Detta behandlas i kapitel 4. I kapitel 5 behandlas några olika reglerstrategier som kan ge en bättre reglering.

Kompendiet behandlar även grundläggande mikrobiologi och speciellt mikrobiologin i aktivslamprocesser. Detta görs i kapitel 7. Mikroorganismers betydelse för sedimenteringen tas upp särskilt i kapitel 8 medan aktivslamprocessen med biologisk kväverening beskrivs i kapitel 9 och 10. I kapitel 11 ges en inblick i biologisk fosforering.

Tre vanliga och viktiga reglerproblem beskrivs i detalj: reglering av syrehalten i en aktivslamprocess, reglering av en extern kolkälla i en aktivslamprocess med kväverening och reglering av kemisk fällning av fosfor. Detta görs i kapitel 12–14. Här tillämpas reglertekniken från kapitel 4 och 5. I kapitlen knyts även reglertekniken och mikrobiologin samman. Kompendiet avslutas med ett orienterande kapitel om simulering

2 Vad är reglerteknik?

2.1 Inledning

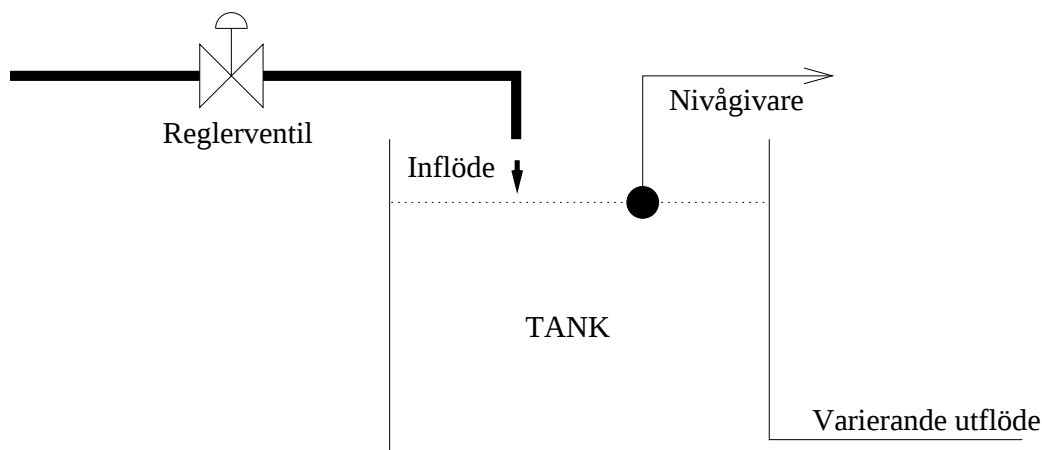
Reglerteknik handlar om att automatisk styra processer. Ett väsentligt drag är att metodiken kan användas inom många olika tillämpningsområden varav avloppsvattenrening är ett. Ett kanske mera spektakulärt exempel är flygplanet JAS-Gripen där regulatorer hela tiden måste korrigera rodren för att stabilisera planet så att det går att manövrera. Om regulatorerna i flygplanet inte fungerar blir planet manöverodugligt med känt resultat som följd.

För att kunna reglera en process måste man kunna påverka processen med någon *styrsignal*. Ett annat vanligt namn för styrsignal är *insignal*. I de allra flesta fallen måste man även kunna mäta svaret (responsen) från den process som skall regleras. Detta kallas för processens *utsignal*, *mätsignal*, *processvärde* eller *ärvärde*. I denna text kommer vi att använda utsignal. Viktiga reglertekniska begrepp sammanfattas i tabell 3.1 (se kapitel 3).

Ett huvudproblem med att reglera en process är att alla processer är *dynamiska*. Detta betyder det tar en viss tid innan en förändring av styrsignalen syns fullt ut i utsignalen. Detta märks tydligt då man t.ex. trycker på gaspedalen i bilen, det tar då en viss tid innan bilen har uppnått en ny hastighet. Exemplet nedan får dock ge ett mer handfast svar på frågan vad reglerteknik egentligen är.

2.2 Ett exempel – reglering av vätskenivån i en tank

Anta att man vill reglera vätskenivån i en tank genom att styra inflödet till tanken via en reglerventil, se figur 2.1. Denna typ av reglerproblem finns i vattentorn, bufferttankar i kemisk industri, ångpannor m.m.



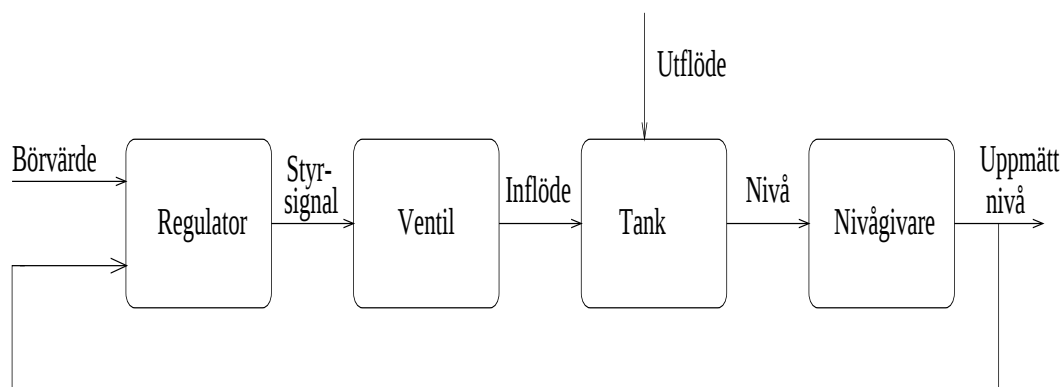
Figur 2.1. Exempel på ett reglerproblem. Vätskenivån i en tank som påverkas av ett varierande utgående flöde, skall regleras med en reglerventil som styr inkommande flöde.

Vätskenivån är alltså processens utsignal (ärvärde). Till vår hjälp finns en givare för att mäta nivån. Nivån påverkas även av ett varierande utflöde som vi antar att vi inte kan påverka. Variationerna i utflödet är processens *störning*.

Vi vill nu hålla nivån i tanken nära en önskad nivå, det s.k. *börvärdet*, trots variationer i utflödet. Börvärdet är något som operatören själv bestämmer. Att bestämma ett lämpligt börvärde kräver processkännedom. Börvärdet är ju det värde som vi önskar att utsignalen skall vara. Regulatorns uppgift är att styra processen så att utsignalen hålls nära börvärdet.

För att automatiskt reglera nivån används en regulator som får information om den aktuella vätskenivån och jämför den med den önskade nivån, börvärdet. Baserad på denna information skall regulatorn bestämma styrsignalen, dvs. ventilläget. Idén illustreras i figur 2.2 i blockschemaform.

Regulatorn skall givetvis öka ventilläget om nivån är för låg (lägre än börvärdet) och minska ventilläget om nivån är för hög (högre än börvärdet). Uppgiften för regulatorn är att bestämma hur mycket ventilläget skall ändras! I regulatorn beräknas *reglerfelet* som är *skillnaden mellan börvärde och utsignal*. Reglerfelet används sedan för att beräkna en lämplig styrsignal.



Figur 2.2. Nivåreglering i tank. Regulatorns uppgift är att påverka ventilläget via en styrsignal så att nivån i tanken (utsignalen, ärvärde) hålls nära ett önskat värde, det så kallade börvärdet.

Vi kan nu formulera reglerproblemet för nivåregleringen som:

Konstruera en regulator som via mätningar av nivån (utsignalen) beräknar ett ventilläge (styrsignalen) så att nivån hålls nära ett givet värde (börvärde) trots variationer i utflödet (störningen).

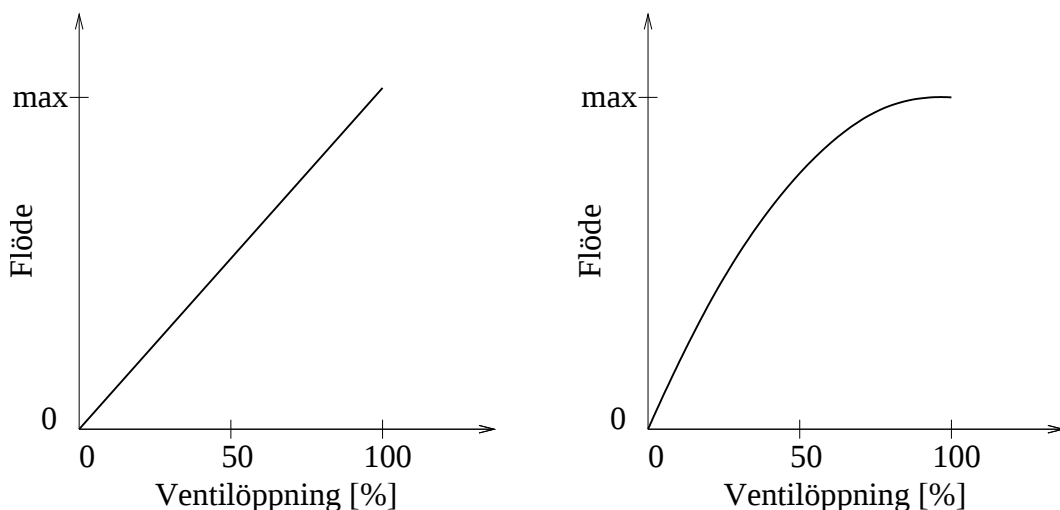
De flesta reglerproblem kan formuleras som varianter på ovanstående tema. Notera att regulatorn använder en *återkoppling* dvs. värdet på utsignalen används för att bestämma styrsignalen. Detta är en sund princip, eftersom den ger regulatorn information om det man vill reglera. Utnyttjande av återkoppling är grundläggande inom reglertekniken.

Användning av blockschema för att beskriva olika delprocessers inverkan är värdefullt och ger en bra överblick. Det är viktigt att notera att pilarna i ett blockschema kan symbolisera olika saker t.ex. elektriska signaler, tryck, flöden och temperatur. I figuren 2.2 ovan är alla pilar till och från regulatorn normalt elektriska signaler, pilarna in till tankblocket är flöden och pilen ut från tanken är den fysiska vätskenivån i tanken. Ett vanligt fel är att tro att alla pilar i ett blockschema motsvarar vattenflöden.

2.3 Ställdon och givare

Ställdonet är den komponent som via regulatorn styr den aktuella processen. I exemplet ovan är det ventilen som är ställdonet. Reglerventiler med tillhörande styranordning används ofta som ställdon, inte minst i reningsverk. Reglerventilen används för att styra vätske- eller gasflöden. I styranordningen omvandlas styrsignalen från regulatorn till motsvarande läge hos ventilen. Andra vanliga ställdon är pumpar och motorer.

Många reglerventiler har tyvärr egenskaper som kan påverka reglersystemet negativt. Med ventilkarakteristik menas sambandet mellan ventilens öppningsgrad och dess flöde. Ofta är ventilkarakteristiken *olinjär*. Detta illustreras i figur 2.3 som visar skillnaden mellan en linjär och en olinjär ventilkarakteristik. En reglerventil som är olinjär kan göra att regleringen fungerar bra vid vissa flöden men dåligt vid andra. Friktion och glapp i reglerventilen är andra problem som kan leda till försämringar av regleringen, se vidare avsnitt 4.1.



Figur 2.3. Den vänstra figuren visar en ventil med linjär ventilkarakteristik och den högra figuren visar en ventil med olinjär karaktäristik.

För att kunna mäta processens utsignal behövs en (mät)givare. Givaren omvandlar en fysikalisk storhet (t.ex. vätskenivå) till en elektrisk signal. I exemplet ovan används en nivågivare. Givare finns för att mäta många storheter i ett

avloppsreningsverk. Givare används för att mäta flöde, tryck, temperatur, pH-värde, suspenderad substans (SS) och syrehalt m.m. Ofta skrivs syrehalten DO från engelskans *Dissolved Oxygen*. På senare år har även någorlunda tillförlitliga givare för ammonium, nitrat och fosfat utvecklats.

Givaren är en mycket viktig länk i ett regelsystem. Regulatorn baserar ju styrningen på information från givaren. Om givaren är felkalibrerad eller trasig, får regulatorn felaktig information om processen. Detta kan leda till allvarliga konsekvenser. En trasig syrehaltsmätare som har fastnat på maxvärdet leder till att luftningen helt stängs av på grund av att regulatorn "tror" att syrehalten är för hög. Detta kan leda till slamsedimentering och förhöjda utsläppsnivåer. Man bör alltid lägga in "skyddsnät" i regulatorn som minskar effekterna av givarfel.

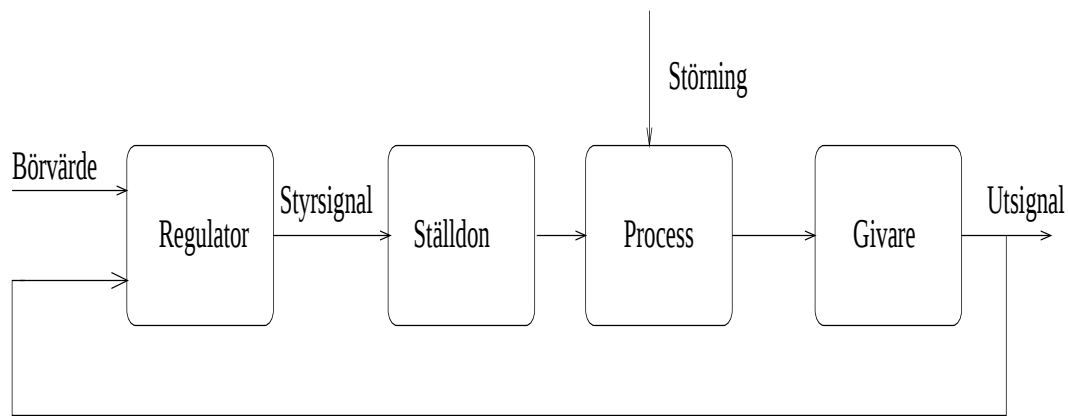
Det är också viktigt att givaren är relativt snabb annars fördröjs information till regulatorn med försämrad reglering som följd. Ett vanligt problem hos givare är att de kan åstadkomma störningar eller mätbrus. Detta mätbrus kan göra att regulatorn beräknar en "ryckig" styrsignal, vilket i sin tur kan leda till att ställdonet förslits onödigt snabbt.

2.4 Allmänt blockschema

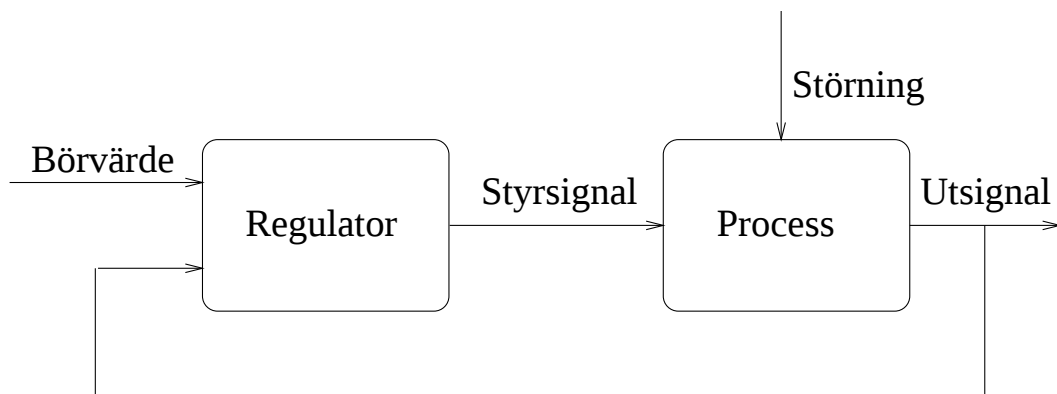
Många reglerproblem kan beskrivas utifrån blockschemat i figur 2.4. Regulatorns uppgift är att påverka den process som önskas styras med en styrsignal så att processens utsignal hålls nära det önskade värdet (börvärdet) trots störningar som påverkar utsignalen. En störning är alltså en påverkan på processen som gör att utsignalen förändras om ingen styråtgärd sätts in.

Typiska störningar i ett reningsverk är variationer i inflödet (både volym och föroreningskoncentrationer), temperaturvariationer och förändrade driftsätt. Det är variationerna i störningarna som gör att man behöver en regulator annars hade det räckt att ställa in styrsignalen på ett fixt värde.

Ofta kan blockschemat i figur 2.4 förenklas genom att man bakar ihop ställdon, process och mätgivare till ett nytt block, som vi för enkelhets skull kallar process i fortsättningen. Det förenklade blockschemat visas i figur 2.5. För att diskutera olika reglertekniska aspekter är schemat i figur 2.5 oftast tillräckligt.



Figur 2.4. Regulatorns uppgift är att beräkna en styrsignal till ställdonet så att processens utsignal (den storhet som skall regleras) hålls nära börvärdet trots att processen påverkas av störningar. Om börvärdet ändras skall regulatorn styra processen så att utsignalen snabbt når det nya börvärdet.



Figur 2.5. Förenklat blockschema där ställdon och givare ingår i blocket process.

Det finns inte en regulator eller regulatorinställning som passar till alla processer, utan regulatorn måste väljas och trimmas i samklang med den process som skall regleras. För att ställa in regulatorn behöver man därför normalt göra en del experiment på processen för att hitta bra regulatorparametrar. Den vanligaste regulatorn är PID-regulatorn som beskrivs i kapitel 3. I kapitel 4 skall vi gå igenom några metoder för att ställa in PID-regulatorer.

2.5 Ytterligare exempel

Innan vi går in mer på reglerteknik och hur tekniken används i avloppsreningsverk kan det vara värdefullt att känna till några typiska tillämpningar utanför avloppsreningens värld. Detta för att se att reglertekniken används i många olika sammanhang.

I hemmet finns en hel del reglerproblem. I de flesta moderna bostäder finns någon form av temperaturreglering. Börvärdet är i detta fall den önskade inomhustemperaturen, utsignalen är aktuell inomhustemperatur. Den vanligaste störningen är variationer i utomhustemperaturen. Temperaturen i köksugnen är ett annat reglerproblem. De flesta ugnar styrs med en enkel termostat. Denna reglering ger dock inte en konstant temperatur i ugnen utan temperaturen varierar omkring börvärdet (den inställda temperaturen). Se vidare avsnitt 3.2. I en CD-spelare ingår många styrfunktioner, läshuvudet ska positioneras snabbt och exakt vid önskat läge (spår) på disken. Samtidigt ska CD-skivan rotera med konstant hastighet vilket sköts med varvtalsreglering.

Moderna bilar är försedda med många sofistikerade reglersystem. Ett exempel är blandningen av luft och bränsle till förbränningen. Luftbränslekvoten måste hållas inom ett mycket snävt intervall för att avgasreningen skall fungera. Luftbränslekvoten kan mätas med en så kallad lambda-sensor. Regulatorns uppgift är att hålla luftbränslekvoten konstant trots variationer i t.ex. gaspådraget. Ytterligare exempel på reglersystem i bilar är ABS-bromsar, farthållare och datorstyrda fjädringar. Även moderna flygplan innehåller många regulatorer för att planet skall gå lätt att manövrera. Reglersystemet i ett flygplan brukar kallas autopilot.

Elnätet och produktionen av elkraft kräver mycket reglerteknik för att fungera. Ett exempel är nätfrekvensen. Den önskar man hålla på 50 Hz, bland annat för att våra klockradioapparater skall gå rätt. Även de enskilda kraftverken innehåller många reglersystem, allt från varvtalsstyrning och effektregering i ett vattenkraftverk till tryck- och nivåreglering i ett kärnkraftverk.

Inom processindustrin är reglerteknik mycket vanlig. I t.ex. en kemisk processanläggning regleras storheter som temperaturer, tryck, flöden, och vätskekoncentrationer. Många industrier har flera tusen regulatorer! Om inte regleringen fungerar kan det leda till driftavbrott, sämre produktkvalité, högre energiåtgång eller ökad miljöbelastning.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att runt omkring oss finns mängder av regulatorer och reglerproblem. Regulatorerna uppträder också med lite olika namn beroende på tillämpningen (styrenhet, termostat, autopilot m m) vilket gör att man inte alltid känner igen dem som "vanliga" regulatorer.

2.6 Reglerproblem i reningsverk

I ett avloppsreningsverk finns många reglerproblem. Vi skall här ge en kort beskrivning av några typiska reglerproblem. I kapitlen 12 till 14 ges en mera detaljerad genomgång av tre exempel.

Vid en del avloppsreningsverk kan det inkommande flödet styras med hjälp av olika buffertvolymmer inklusive själva ledningsnätet. Buffertvolymerna kan användas för att jämna ut flödesvariationer i ledningsnätet. Även energikostnaden kan minska genom att pumpa då elpriserna är låga (natt-taxa). Reglerproblemet är

alltså att reglera nivån i buffertvolymen så att belastningstoppar jämnas ut och energikostnaden minskas. Det finns dock ett viktigt krav: nivån måste regleras så att risken för översvämning minimeras. Det är till stor hjälp vid regleringen om det framtida flödet i ledningsnätet kan förutsägas (predikteras). Här är avrinningsmodeller kopplade till väderprognoser ett bra hjälpmedel.

I ett avloppsreningsverk finns en stor mängd flöden som i vissa fall kan styras via pumpar. Vanliga exempel i aktivslamprocessen är internrecirkulation, överskottsslamflöde och returslamflödet. Med t.ex. överskottsslamflödet kan mängden slam i systemet regleras. För att erhålla en hög och jämn rening av avloppsvattnet måste alla flöden regleras på ett förnuftigt sätt.

Det vanligaste reglerproblemet i aktivslamprocessen är syrerregleringen. Normalt önskar man styra lufttillförseln så att syrehalten hålls på ett konstant värde. I kapitel 12 beskrivs detta reglerproblem mer i detalj.

För reningsverk som har krav på kväveavskiljning kan oluftade (anoxiska) zoner behöva införas i aktivslamprocessen. Ibland behövs en extern kolkälla tillsättas för att kväveavskiljningen skall fungera. Detta ger ett typiskt reglerproblem: Hur skall doseringen av extern kolkälla styras? Vi återkommer till denna problemställning i kapitel 13.

I det kemiska reningssteget tillsätts fällningskemikalier framför allt för att avlägsna fosfor. Reglering av hur mycket fällningskemikalier som doseras är viktig, inte minst därför att kostnaden för kemikalier ofta utgör en stor andel av den totala driftskostnaden vid ett reningsverk. I dagsläget styrs ofta doseringen av fällningskemikalier med en flödesproportionell reglering vilket innebär att doseringen är proportionell mot inkommande flöde. I kapitel 14 återkommer vi till problemet att reglera kemiska fällningskemikalier.

Trots att det finns många viktiga reglerproblem i ett reningsverk, så har införandet av reglerteknik gått långsamt jämfört med situationen i många processindustrier. Det finns flera skäl till detta. Några av de viktigaste är:

- Utsläppskraven har varit relativt milda och baserade på årsmedelvärden. I Sverige finns heller ingen direkt kostnad relaterat till utsläppsmängden från ett reningsverk. Detta innebär att de ekonomiska vinsterna med en förbättrad drift och minskade utsläpp har varit små.
- Avloppsvattenrening har traditionellt betraktats som en ”icke-produktiv” verksamhet och investeringar i regler- och automationssystem har därför varit svåra att motivera.
- Tillförlitliga givare av viktiga processvariabler har saknats. Många givare har också krävt mycket underhåll för att fungera.
- Många reningsverk och dess komponenter (pumpar, ventiler etc.) har byggts utan att ta hänsyn till att de skulle kunna regleras. Till exempel, är det vanligt att pumpar bara kan slås på och av.
- I vissa fall har troligen brist på kunskaper i reglerteknik hämmat utvecklingen.

Det finns dock flera anledningar till att intresset för att använda mera reglering i reningsverken har ökat. Huvudskälen är:

- Kraven på kostnadseffektivitet ökar ständigt, inte minst på grund av försämrad kommunal ekonomi och ökad privat konkurrens. Detta betyder att det blir allt viktigare att minska kostnader för energi och kemikalier. I denna strävan är användning av reglerteknik nödvändig.
- Utsläppsvillkoren skärps successivt vilket leder till att mer komplexa processlösningar måste införas. Dessa är svåra att köra med traditionell manuell övervakning.
- Kraven på att reningsverken skall vara miljömässigt uthålliga ställer förnyade krav på resursförbrukning (energi och kemikalier).
- Givarutvecklingen går snabbt framåt. Tillförlitligheten hos givarna ökar ständigt och underhållskostnader kan minskas med givare som kalibrerar sig själva och ger larm vid fel (så kallade smarta givare).
- I flera länder (t.ex. Danmark) måste reningsverken/kommunerna betala för mängden föroreningar som släpps ut (green taxes). Detta leder till att investeringar i givare och automationsutrustning lättare kan "räknas hem".

Sammanfattningsvis kan man konstatera att reglerteknik i reningsverk har framtiden för sig även om reglerteknik långt ifrån kan lösa alla problem. Utan tillförlitliga givare, processkunskap, kunskaper i mikrobiologi, periodiskt underhåll och kunnig personal står sig reglertekniken slätt.

Kommer då en ökad automatisering att leda till det operatörslösa reningsverket? Svaret måste under överskådlig tid vara nej, men man kan förvänta sig att många av arbetsuppgifterna kommer att förändras i takt med en ökad datorisering och användning av IT (informationsteknologi). Oavsett hur fina datorer och kontrollrum som införs kommer dock en hel del av dagens arbetsuppgifter att kvarstå.

2.7 Regulatorn – ett datorprogram i undercentralen

I exemplet med att reglera vätskenivån i en tank såg vi hur ett typiskt reglerproblem ser ut. Men vad är då själva regulatorn? Fram till för cirka 20 år sedan byggdes regulatorer med elektronik (IC-kretsar, resistorer, transistorer etc.). I dagsläget är i princip alla regulatorer byggda som program i en dator. Det kan därför vara svårt att "få grepp" om vad själva regulatorn gör. Principen för hur en regulator fungerar i en dator kan illustreras med följande schema:

- 1) Det datorbaserade styrsystemet i t.ex. en undercentral matas med ett stickprov (sampel) av processens utsignal. Från givaren går en elektrisk förbindelse till undercentralen. Styrsystemet är försett med en AD-omvandlare (analog till digital) som omvandlar den analoga mätsignalen till en digital signal som datorn kan tolka.

- 2) I styrsystemet jämförs mätvärdet av processens utsignal med det önskade värdet (börvärdet) och en styrsignal beräknas. Beräkningen av styrsignalen är görs i regulatören (i ett datorprogram). I kapitel 3 skall vi gå igenom hur styrsignalen beräknas.
- 3) Styrsignalen skickas till en DA-omvandlare (digital till analog) som omvandlar signalen som regulatören räknat ut till en elektrisk signal. Ofta används en strömsignal 4–20mA. Från omvandlaren går en förbindelse till processens ställdon som ställs in på det värde som regulatören räknat ut.
- 4) Styrsystemet inväntar nästa tidpunkt för när en styrsignal skall beräknas och börjar då om från punkt 1 igen.

Den främsta fördelen med att använda datorn som regulator är ekonomiska. I samma dator kan hundratals regulatorer arbeta parallellt. En annan fördel är att det är lätt att bygga in avancerade matematiska funktioner och att man slipper problem med komponentdrift. En nackdel är att datorn jobbar under skarpt avgränsade tidpunkter, dvs. en ny styrsignal beräknas inte kontinuerligt utan detta görs med bestämda tidsintervall. Tiden mellan två styrsignalberäkningar kallas *samplingstid*. För att få en bra reglering är det viktigt att samplingstiden är kort jämfört med processens svarstid.

I ett avloppsreningsverk finns de flesta regulatorerna i undercentralerna. Det är viktigt att påpeka att datorerna vid avloppsreningsverk vanligtvis används till mycket annat än reglering. Andra viktiga funktioner är driftövervakning, larmhantering, datalagring och presentation av driftdata.

2.8 Några vanliga reglerprinciper i avloppsreningsverk

I ett modernt reningsverk finns som vi tidigare nämnt många styr- och reglerproblem. Dock regleras inte alla processer med hjälp av återkoppling enligt figur 2.4. Reglerprinciper som inte utnyttjar återkoppling kallas *öppen styrning*. Vanliga strategier är:

- *Manuell reglering*. Styrsignalen ändras av operatören.
- *Framkoppling*. Det är vanligt att dosera t.ex. fällningskemikalier baserat på inkommande flöde. Detta ger en *flödesproportionell reglering* vilket är ett exempel på framkoppling. Idén med framkoppling beskrivs närmare i avsnitt 5.3.
- *Tidsstyrning*. Styrsignalen baseras på vilken tid på dygnet det är. Typiskt är att man har ett värde för styrsignalen dagtid och ett annat värde nattetid. Man kan också låta styrsignalen bero på om det är vardag eller helg.

Man kan fråga sig varför ovanstående strategier inte alltid duger? Huvudproblemet är att metoderna ovan inte utnyttjar återkoppling från den utsignal som skall regleras. Det finns således ingen garanti att processens utsignal är nära ett önskat värde.

Med öppen styrning, är det lätt att man överdoserar t.ex. fällningskemikalier för att vara säkra på att utsläppsnivåerna hålls låga. Detta leder dock till ökade driftskostnader och metallutsläpp som resultat. En fördel med ansatserna ovan är dock att det i princip inte behövs någon givare för den process som regleras.

2.9 Styrteknik

Det är lätt att blanda ihop begreppen reglerteknik och styrteknik. Inte minst då skillnaden ofta är liten mellan de två metoderna och att de normalt finns i samma datorsystem. Med styrteknik avses normalt binär styrning dvs. när styrsignalen och givarsignalen bara kan anta två värden, t.ex. till/från eller öppen/stängd.

Ett typiskt styrproblem uppkommer om man vill förhindra nivån i en tank att vara för låg eller för hög. Man installerar då två binära givare, en som ger ”larm” om nivån sjunker under den låga nivån och en som ger ”larm” om nivån stiger över den höga nivån. Om inflödet styrs via en pump kan följande styrprincip användas:

- Om den undre givaren ger larm slå på pumpen.
- Om den övre givaren ger larm slå av pumpen.

Styrteknik används mycket i avloppsreningsverk. Många pumpar och ventiler kan bara slås på eller av. Ofta beskrivs styrproblem med hjälp av reläscheman där man grafiskt åskådliggör de villkor som måste vara uppfyllda för att styrojektet skall slås av eller på. Det kan vara ett mödosamt arbete att fundera ut hur styrsystemet för ett reningsverk skall konstrueras. Det gäller att ta fram vilka villkor som t.ex. skall vara uppfyllda för att en pump skall slås på.

Skillnaden mellan styrteknik och reglerteknik är alltså att inom styrtekniken används logiska villkor för att bestämma om ett styrojekt skall slås på eller av medan man inom reglertekniken använder en regulator för att hela tiden reglera processen. Det kan dock tilläggas att skillnaden ofta är hårfin.

2.10 Sammanfattning

Reglerteknik handlar om att automatiskt styra en process så att processens utsignal hålls nära ett önskat värde, börvärdet. Detta görs med en regulator som jämför processens utsignal med börvärdet. Skillnaden mellan börvärde och utsignal kallas reglerfel. Regulatorns uppgift är att beräkna en styrsignal som påverkar processen så att dess utsignal hålls nära det önskade värdet (börvärdet) trots störningar som påverkar utsignalen.

För att kunna styra en process behövs ett ställdon vilket är den komponent som via signalen från regulatorn styr processen. Normalt behövs också en givare som mäter processens utsignal.

Reglertekniken är en generell metodik som kan användas för många tillämpningar. Dock kan man inte använda samma regulator till alla processer

utan regulatorn måste trimmas så att den passar till den process som skall regleras. Regulatorer finns i många tekniska system, t.ex. i bilar, flygplan, processindustrier och kraftverk. I avloppsreningsverk finns många reglerproblem, ett av de vanligaste är att reglera syrehalten i aktivslamprocessen.

Införandet av modern reglerteknik i reningsverken har gått relativt långsamt jämfört med i andra branscher. Skälen till detta är bl.a. att utsläppsvillkoren har varit relativt milda och att tillförlitliga givare har saknats. Situationen håller dock på att ändras i takt med att mera tillförlitliga givare utvecklats, utsläppsvillkoren skärps och att kraven på kostnadseffektivitet ökar.

3 PID-regulatorn

3.1 Inledning

Vi såg i det föregående kapitlet exempel på några typiska reglerproblem och nu har turen kommit till att beskriva regulatorns funktion lite mer i detalj. I tabell 3.1 sammanfattas de beteckningar som vi kommer att använda vid beskrivningen av olika regulatorer.

Den regulatortyp som vi framför allt skall beskriva är PID-regulatorn som är den absolut vanligaste regulatortypen. Uppskattningsvis 95–98 % av alla regulatorer i industrin är PID-regulatorer. PID-regulatorn består av tre delar, en Proportionell del, en Integrerande del och en Deriverande del. Alla tre delarna kan användas separat eller tillsammans i olika kombinationer. Innan vi beskriver PID-regulatorn skall vi beskriva den allra enklaste regulatorn; reläet.

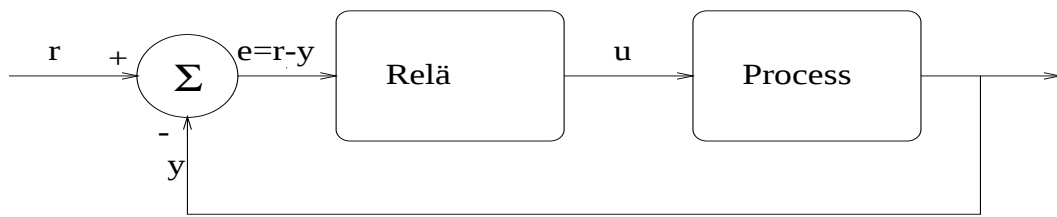
Tabell 3.1 Vanliga beteckningar inom reglertekniken

Namn	Beteckning	Förklaring
Styrsignal (insignal)	u	Det värde regulatorn räknar ut och skickar till processen/ställdonet.
Utsignal (ärvärde, mätvärde, processvärde)	y	Processens mätvärde, den storhet som skall regleras.
Börvärde	r	Önskat värde på utsignalen.
Reglerfel	e	Skillnaden mellan börvärde och utsignalen, $e=r-y$.

3.2 Relästyrning

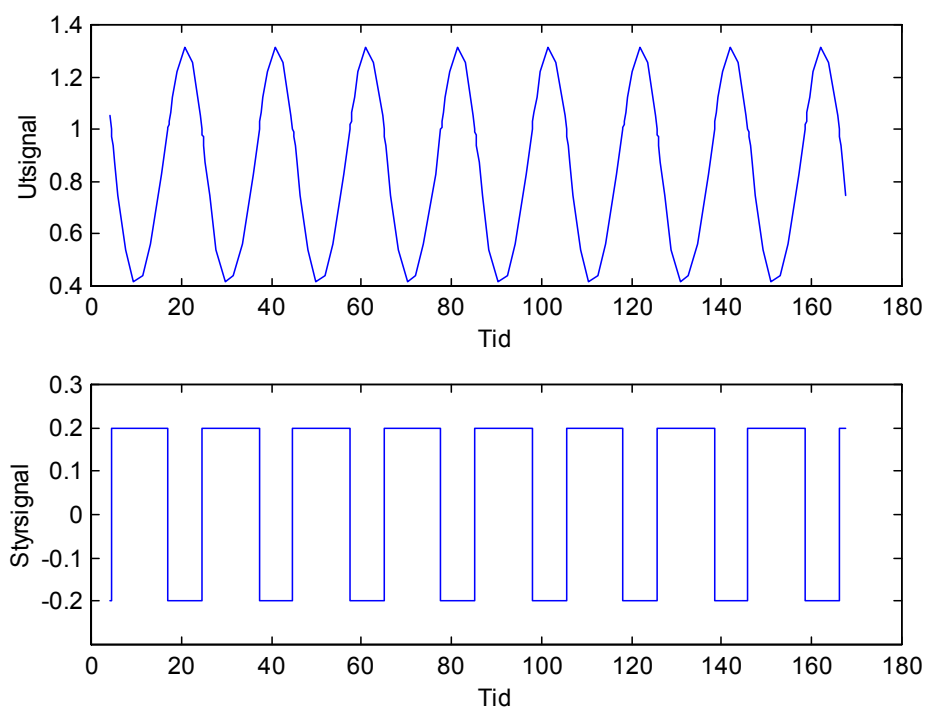
Relästyrning, som är den enklast tänkbara reglerstrategin, visas i figur 3.1. Blocket som har ett Σ i figuren betecknar en summator. Tecknet Σ benämns Sigma och är en vanlig symbol för att beteckna en summering. Notera minustecknet vid ingången för y vilket medför att reglerfelet $e=r-y$.

Styrsignalen u kan vid relästyrning bara anta två värden. Vi kallar dessa $u_{\max}$ och $u_{\min}$. Då reglerfelet blir positivt antar utsignalen värdet $u_{\max}$ och då reglerfelet blir negativt är $u=u_{\min}$. Ofta är $u_{\min}=0$.



Figur 3.1. Blockschema för relästyrning. Se Tabell 3.1 för använda beteckningar.

Figur 3.2 visar ett exempel där en process regleras med ett relä. Som syns i figuren åstadkommer relästyrningen en svängande utsignal.



Figur 3.2. Exempel på relästyrning. Ett relä med $u_{\max}=0.2$ och $u_{\min}=-0.2$ används för att styra en process. Börvärdet är inställt på $r=1$. Då reglerfelet blir positivt är $u=0.2$ och då reglerfelet är negativt är $u=-0.2$. Eftersom styrsignalen bara kan anta två värden kommer processens utsignal att svänga omkring börvärdet.

I praktiken används normalt ett relä med *hysteres*, vilket innebär att reläet inte slås på så fort reglerfelet blir positivt utan det krävs ett visst positivt värde på reglerfelet för att reläet skall slås på. Anledningen att man normalt använder ett relä med hysteres är att frekvensen på svängningen minskar vilket gör att reläet håller längre. Effekten av hysteres märks tydligt då man vrider på termostaten till ett element, man märker då att om man vrider upp termostaten så att reläet slår till så slår reläet inte av om man inte vrider ner termostaten en liten bit. Notera att det man ställer in på termostaten inte är något annat än vad vi här kallar börvärdet.

Ett stort problem med att använda relästyrning är att reläet åstadkommer svängningar i reglerkretsen. Detta kan leda till att ställdonet (t.ex. reglerventiler och blåsmaskiner) slits onödigt fort. Dessutom hålls inte utsignalen exakt på börvärdet vilket kan vara en nackdel i många tillämpningar. Ofta är det bättre att installera en "riktig" regulator, se nedan.

3.3 P-regulatorn

PID-regulatorn består, som nämnts ovan, av tre delar: Proportionell (P), Integrerande (I) och Deriverande (D). Alla tre delarna kan användas tillsammans eller var för sig.

Den allra enklaste varianten är P-regulatorn som beräknar en styrsignal enligt

$$u=Ke$$

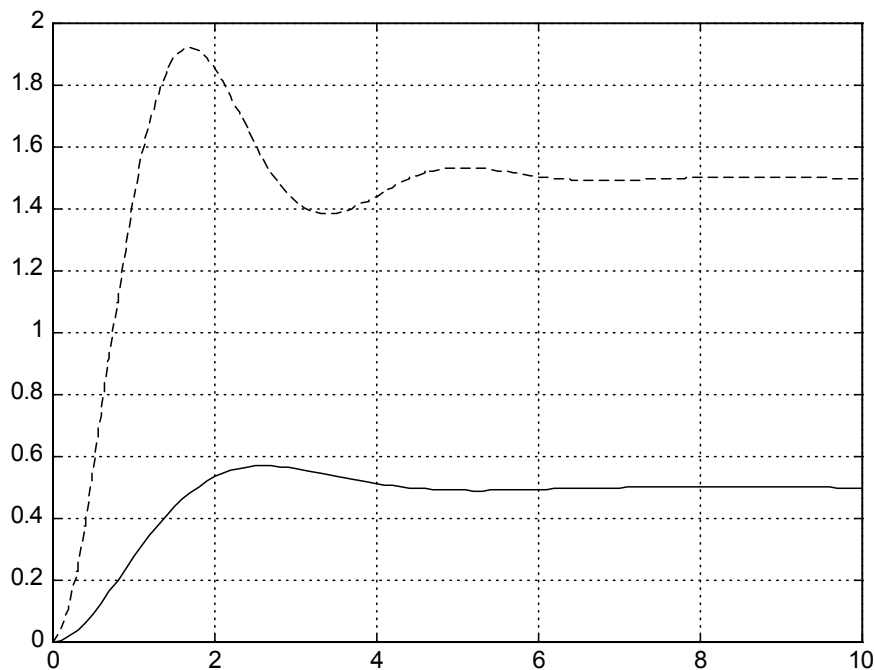
där K är regulatorns förstärkning. Styrsignalen är alltså proportionell mot reglerfelet och blir alltså större ju större reglerfelet är. Blockschemat för reglering med P-regulatorn ser ut som i figur 3.1 med enda skillnaden att reläet är utbytt mot en förstärkare med förstärkningen K . P-regulatorn har bara en parameter att ställa in, förstärkningen K .

Efter det att man ställt in ett lämpligt börvärde på regulatorn vill man normalt att reglerfelet skall bli noll ($e=0$) eftersom då är utsignalen lika med börvärdet. Den största nackdelen med P-regulatorn är dock att den inte kan garantera att reglerfelet blir noll. Normalt erhålls en kvarstående avvikelse mellan börvärdet och processens utsignal. Vi skall ge en kortfattad förklaring till att P-regulatorn i allmänhet inte kan reglera en process så att reglerfelet blir noll.

Antag att vi ställt in ett visst börvärde, t.ex. $r=5$ på P-regulatorn och antag att det behövs en styrsignal $u=10$ för att få utsignalen y lika med detta värde. Kan vi nu få $y=5$ med en P-regulator? Detta går inte för om y skulle bli 5 blir $e=0$ och då är $u=0$ och inte 10 som behövdes. Det är således omöjligt att få P-regulatorn att styra systemet så att $e=0$. Problemet är att P-regulatorn måste ha ett reglerfel för att inte styrsignalen skall bli noll.

I kapitel 12 beskrivs reglering av syrehalten i en aktivslambassäng. Vi skall här bara kortfattat illustrera vad som händer då man reglerar syrehalten med en P-regulator. I detta fall är insignalen luftflödet och utsignalen är syrehalten i bassängen. Figur 3.3 visar vad som händer med syrehalten i bassängen då börvärdet sätts till 2 mg/l. Som syns i figuren, blir den verkliga syrehalten lägre än den önskade vilket stämmer med diskussionen ovan. Syrehalten kan inte nå upp till börvärdet för då skulle ju luften stängas av ($u=0$). Vi får alltså ett *kvarstående reglerfel*.

I figuren syns också att det kvarstående reglerfelet minskar med ökat K men till priset av en mer slängig reglering. Med en för hög regulatorförstärkning, svarar regulatorn för kraftigt på ett reglerfel, vilket leder till slängigheter hos utsignalen.

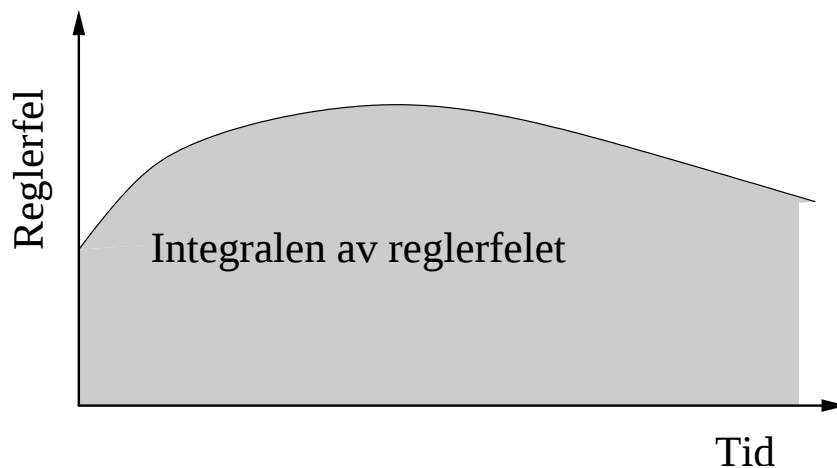


Figur 3.3. P-reglering av syrehalten i en aktivslambassäng. Börvärdet är inställt på 2 mg/l. Respons vid lågt K -värde (heldragen linje), respektive högt K -värde (streckad linje).

Sammanfattningsvis kan det konstateras att P-regulatorn tar bort de svängningar som relästyrningen förorsakar men ger ett nytt problem; ett kvarstående reglerfel. Utsignalen hamnar alltså inte på det önskade värdet, börvärdet. En ökning av regulatorförstärkningen K leder till att det kvarstående reglerfelet minskar men att regleringen blir slängig.

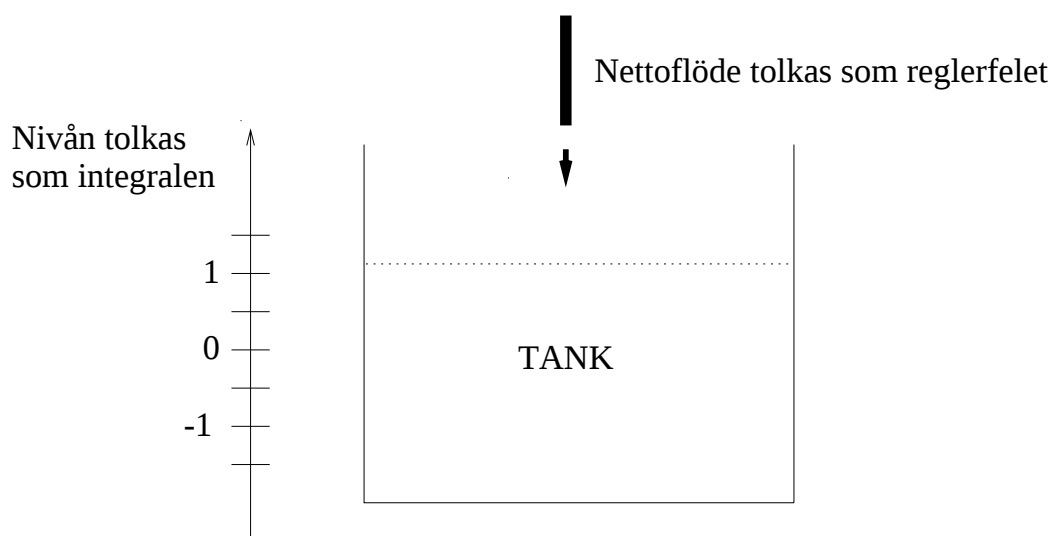
3.4 I-regulatorn

För att det kvarstående reglerfelet skall bli noll behövs en funktion i regulatorn som kan ge en styrsignal även då reglerfelet är noll. Detta går om regulatorn innehåller en så kallad *integrator*. Att integrera betyder att man summerar eller samlar ihop något och det som en integrator gör i en regulator är en slags summering av reglerfelen. En integrering av reglerfelet motsvarar ytan mellan reglerfelet och tidsaxeln, se figur 3.4. Är reglerfelet negativt blir dock integralen negativ.



Figur 3.4. Illustration av integrering. I figuren visas värdet av reglerfelet på y-axeln och tiden på x-axeln. Ytan under reglerfelskurvan (den skuggade arean) motsvarar integralen av reglerfelet.

En integrering av reglerfelet får en påtaglig fysikalisk tolkning om vi tänker oss att reglerfelet svarar mot nettoflödet in till en tank. En integrering av reglerfelet svarar mot nivån i tanken, se figur 3.5.



Figur 3.5. Fysikalisk tolkning av integrering. Om vi låter reglerfelet svara mot nettoflödet in till en tank som har tvärsnittsarean 1 motsvarar vätskenivån i tanken en integrering av reglerfelet. Om nettoflödet är noll förändras ej vätskenivån. Om flödet är positivt så ökar nivån hela tiden.

Om regulatorn innehåller en integrator kommer det kvarstående reglerfelet att bli noll. Detta beror på att om reglerfelet inte skulle bli noll utan istället positivt skulle integralen av reglerfelet obönhörligen öka och därmed styrsignalen. Jämför med nivån i tanken i figur 3.5. På samma sätt skulle styrsignalen fortsätta att minska om reglerfelet var negativt. Först då reglerfelet blir noll, är integratorn ”nöjd” och slutar att öka eller minska styrsignalen.

Integralen av reglerfelet skrivs som

$$\int e(t)dt$$

vilket är en matematisk beteckning för att beräkna ytan eller arean under kurvan för reglerfelet i figur 3.4. För att förstå grunderna i reglerteknik behöver man inte kunna beräkna integraler. Det viktiga är att förstå vad en integrering innebär.

Det är mycket lätt att skriva ett datorprogram som beräknar integralen av reglerfelet. Principen är helt enkelt att summera alla reglerfelen. En integrator ger alltså en signal som beror på hur stora reglerfelen har varit.

I de allra flesta fall används inte bara en integrator i regulatoren utan både en proportionell del och en integrerande del används. Skälet till detta är att en I-regulator normalt måste göras väldigt långsam för att processen inte skall bli svängig.

3.5 PI-regulatorn

Styrsignalen i en PI-regulator beräknas enligt

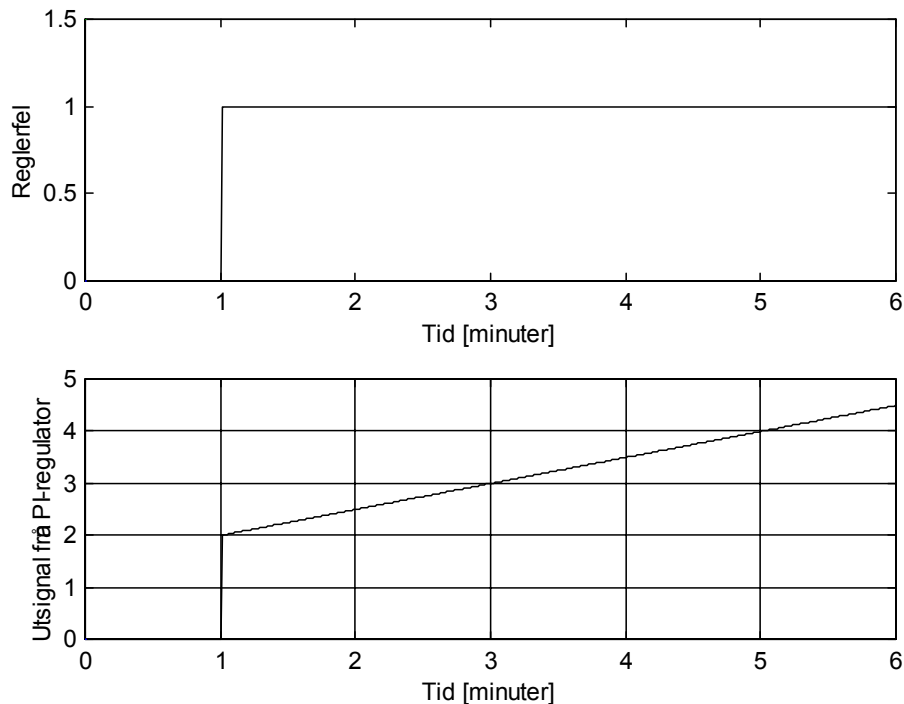
$$u = K \left(e + \frac{1}{T_i} \int e(t) dt \right)$$

där T_i kallas regulatorns *integraltid*. Regulatoren har två parametrar som måste ställas in; förstärkningen K och integraltiden T_i . Med T_i bestäms hur mycket av integralen som skall påverka styrsignalen.

Om vi återvänder till den fysikaliska tolkningen i figur 3.5 kan man tolka T_i som tankarean. Om vi väljer en stor tankarea i figur 3.5 kommer nivån att förändras långsammare för ett visst flöde (reglerfel) än om tankarean är liten. Väljs T_i stor (notera att värdet av integreringen divideras med T_i) får således integreringen en liten inverkan på styrsignalen.

En annan tolkning av integrationstiden kan göras om vi betraktar fallet att reglerfelet till PI-regulatorn ändras med ett steg från $e=0$ till $e=eI$. Här betecknar eI höjden på steget. När steget kommer, blir styrsignalen $u=K eI$. Sedan fortsätter styrsignalen att öka linjärt på grund av integreringen. Parametern T_i svarar mot den tid det tar för styrsignalen att öka lika mycket som då felet inträffade. Detta visas i figur 3.6 för fallet att reglerfelet gör ett steg med höjd 1 vid tiden $t=1$ och där PI-regulatorn har $K=2$ och $T_i=4$ minuter. Då steget kommer ökar styrsignalen med 2 eftersom stegets amplitud är 1 och regulatorns förstärkning är 2. Efter 4 minuter har styrsignalen fördubblats vilket beror på att $T_i=4$ minuter. En bra minnesregel för integrationstiden T_i inverkan på regulatoren är således:

Integrationstiden T_i anger den tid det tar för styrsignalen att fördubblas då reglerfelet är konstant.

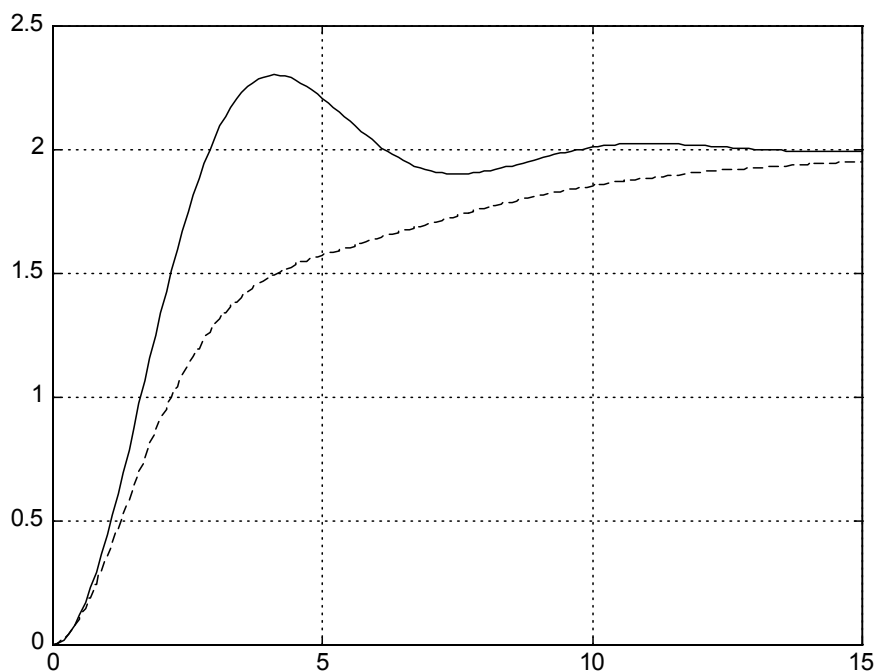


Figur 3.6. Stegsvär för en PI-regulator där $K=2$ och $T_i=4$ minuter. Vid tiden $t=1$ ändras reglerfelet från 0 till 1. Regulatorn styrsignal ökar då momentant från 0 till 2 eftersom $K=2$. På grund av integreringen fortsätter utsignalen att öka. Då det gått lika lång tid som värdet på T_i (4 minuter) har styrsignalen fördubblats.

Fördelen med att använda en PI-regulator istället för en P-regulator är att PI-regulatorn kommer att ställa in en styrsignal så att utsignalen efter en viss tid kommer att vara lika med börvärdet. Detta gäller dock endast om ställdonet kan generera en tillräckligt stor (eller liten) styrsignal. Är ställdonet feldimensionerat så att en tillräckligt stor (eller liten) styrsignal inte kan genereras hjälper ingen regulator i världen!

Figur 3.7 visar en reglering med en PI-regulator. Man ser att regulatorn inte ger något kvarstående reglerfel. Väljs T_i för liten blir dock regleringen svängig.

PI-regulatorn är den absolut vanligaste regulatortypen i industriella sammanhang. Rätt inställd ger den inga svängningar i motsats till relästyrning och den löser problemet med det kvarstående reglerfel som en P-regulator förorsakar. Med en PI-regulator klarar man att reglera de flesta "snälla" processer om inte höga krav på snabb reglering föreligger.



Figur 3.7. PI-reglering av syrehalten i en aktivslambassäng. Börsvärdet ändras till 2 mg/l. Respons vid högt T_F -värde (streckad linje), respektive lågt T_F -värde (heldragen linje).

3.6 PID-regulatorn*

Ibland kan man inte uppnå önskad snabbhet med en PI-regulator utan att regleringen blir svängig. Detta kan avhjälpas med att även ha en del i regulatorn som beräknar hur snabbt reglerfelet förändras. Det kan ju vara förnuftigt att öka styrsignalen mycket om reglerfelet snabbt ökar.

Att beräkna förändringen av en signal per tidsenhet kallas i matematiken för att signalen *deriveras*. Om man har en deriverande term i en regulator kallas den D-delen. För att beräkna derivatan av reglerfelet i en regulator kan man ta skillnaden mellan de två sista reglerfelen och dividera med tidsskillnaden. Derivatan av reglerfelet e brukar betecknas de/dt .

PID-regulatorn innehåller förutom en proportionell och integrerande term även en deriverande term. Styrsignalen i PID-regulatorn beräknas enligt

$$u = K \left(e + \frac{1}{T_i} \int e(t) dt + T_d \frac{de}{dt} \right)$$

Jämfört med PI-regulatorn har nu ytterligare en parameter tillkommit, T_d som bestämmer hur stor inverkan deriveringen (de/dt) skall ha på styrsignalen. Parametern T_d kallas *deriveringstid*.

Ökar reglerfelet (t.ex. på grund av en kraftig processtörning) svarar D-delen med att öka styrsignalen i proportion till hur snabbt reglerfelet förändras. D-delen gör ibland att man kan få en snabbare reglering (större värde på K och/eller mindre värde på T_i) utan att regleringen blir svängig.

Den största nackdelen med D-delen är att den är känslig för mätbrus vilket gör att den inte alltid kan användas. Med D-delen blir det också ytterligare en parameter att ställa in, nämligen T_d . Användning av automatiska inställningsmetoder (se avsnitt 4.4) gör dock att inställningsförfarandet förenklas.

En PID-regulator ger ofta bättre reglering än en PI-regulator. Är reglerkraven måttliga duger dock oftast en PI-regulator. Även om processen påverkas av mycket mätbrus är en PI-regulator att föredra.

Tiden det tar från att man förändrat styrsignalen tills dess att det sker någon respons från utsignalen kallas *dödtid*. Processer med lång dödtid regleras bäst med PI-regulatorn. Dock är alla processer med lång dödtid svåra att reglera.

3.7 Några praktiska aspekter*

I den allmänna genomgången ovan har det antagits att en ökning av styrsignalen gör att utsignalen ökar. Så är dock inte alltid fallet. En hel del processer har den egenskapen att en ökning av styrsignalen gör att utsignalen minskar. I t.ex. ett kemisk reningssteg där styrsignalen kan vara doseringen av någon fällningskemikalie och utsignalen är utgående fosforhalt leder en ökning av doseringen till en minskning av fosforhalten. På de flesta regulatorer kan man ställa in om en ökning av styrsignalen skall ge en ökning eller minskning av utsignalen. Det är helt avgörande för att regleringen skall fungera att denna inställning görs korrekt.

I praktiken finns det alltid en begränsning av hur stor eller liten styrsignal som kan realiseras av ställdonet. Till exempel, antag att en pump skall regleras och att pumpen kan ge ett flöde mellan 0 och 10 m³/h. Oavsett vad regulatorn räknar ut för styrsignal så kan flödet maximalt bli 10 m³/h. Regleringen kan försämrast drastiskt om inte regulatorn får reda på när styrsignalen ”går i taket” (mättar). Problemet är att då styrsignalen mättas kan integraldelen i regulatorn fortsätta att växa. Detta kallas *integratoruppvridning*. För att undvika problemet kan man i de flesta regulatorer ange vilka begränsningar som finns för styrsignalen. Detta bör *alltid* utnyttjas annars kan regulatorn internt generera en för stor signal med en försämrad reglering som följd.

Som nämnts ovan är D-delen i en PID-regulator känslig för mätbrus. Därför filtreras ofta mätsignalen innan den deriveras. Det är också vanligt att endast utsignalen och inte börvärdet deriveras. Dessa modifieringar leder till följande PID-regulator

$$u = K \left(e + \frac{1}{T_i} \int e(t) dt - T_d \frac{dy_f}{dt} \right) \quad \text{där } y_f \text{ är en filtrering av mätsignalen } y.$$

Tyvärr finns en uppsjö av olika varianter av PID-regulatorn. Speciellt när det gäller intrimning och felsökning kan det vara viktigt att känna till exakt vilken variant som används i det aktuella styrsystemet.

3.8 Sammanfattning

Vi har i detta kapitel beskrivit funktionen för PID-regulatorn som är den mest använda regulatorn i industriella sammanhang. För- och nackdelar med olika varianter av PID-regulatorn har diskuterats.

Den allra enklaste regulatorn är reläet. Styrsignalen kan då bara anta två värden. Detta leder dock till att utsignalen från processen kommer att självsvänga. Svängningarna i reglersystemet kan elimineras med en P-regulator, styrsignalen är då proportionell mot reglerfelet. P-regulatorn ger dock ett nytt problem, ett kvarstående reglerfel. Utsignalen hamnar inte på det önskade värdet, börvärdet.

Det typiska valet av regulator är PI-regulatorn som klarar att reglera en process så att utsignalen når börvärdet. PI-regulatorn består av två delar, en proportionell del precis som P-regulatorn och en integrerande del. Den integrerande delen beräknar ytan av reglerfelskurvan, och det är denna funktion som gör att det kvarstående reglerfelet elimineras. PI-regulatorn har två parametrar som måste ställas in; förstärkningen K och integraltiden T_i . Desto större integraltid som väljs, desto mindre inverkan får integreringen på regleringen.

PID-regulatorn innehåller förutom en proportionell och integrerande term även en deriverande term. En PID-regulator ger ofta bättre reglering än en PI-regulator. Är reglerkraven måttliga duger dock oftast en PI-regulator. Om processen påverkas av mycket mätbrus eller har en lång dödtid är en PI-regulator att föredra.

4 Inställning av PID-regulatorn

PID-regulatorn har tre parametrar K , T_i och T_d , som måste ställas in för att regleringen skall fungera. Det gäller att hitta en vettig avvägning mellan snabbhet och stabilitet. Allmänt gäller att ju snabbare man gör regleringen desto slängigare riskerar den reglerade processen att bli. Det är också viktigt att ta reda på vilka reglerkrav som finns för den process som skall regleras. Typiskt gäller att desto hårdare reglerkraven är desto noggrannare måste man vara med valet av regulator och inställningen av regulatorn.

4.1 Innan regulatorn börjar trimmas

Om ett regelsystem uppvisar en slängig (oscillativ) reglering är det viktigt att först försöka utröna orsaken till den dåliga regleringen. Det behöver inte vara regulatorn som är feltrimmad! Ofta kan det istället vara en trasig reglerventil, en icke-fungerande mätgivare eller påverkan av en störning som förorsakar problemet. En lämplig första åtgärd då regleringen är dålig är att koppla om regulatorn till manuell mod (läge) och se om problemet kvarstår. Om reglerkretsen fortfarande svänger trots att regulatorn är urkopplad bör man försöka lokalisera störningen. Kanske är det en felinställd regulator i en reglerkrets ”uppströms” som förorsakar problemen.

Om svängningarna försvinner när regleringen kopplas ur behöver det ändå inte vara regulatorn som är feltrimmad, det kan vara ställdonet eller mätgivaren som är trasig. Innan regulatortrimningen påbörjas bör ställdonet undersökas. För en reglerventil bör man undersöka följande:

- *Kontroll av glapp.* Öka och minska styrsignalen och kontrollera att mätsignalen följer med tillbaka till utgångsläget.
- *Friktionskontroll.* Ändra styrsignalen i små steg och kontrollera att mätsignalen svarar på alla stegen.

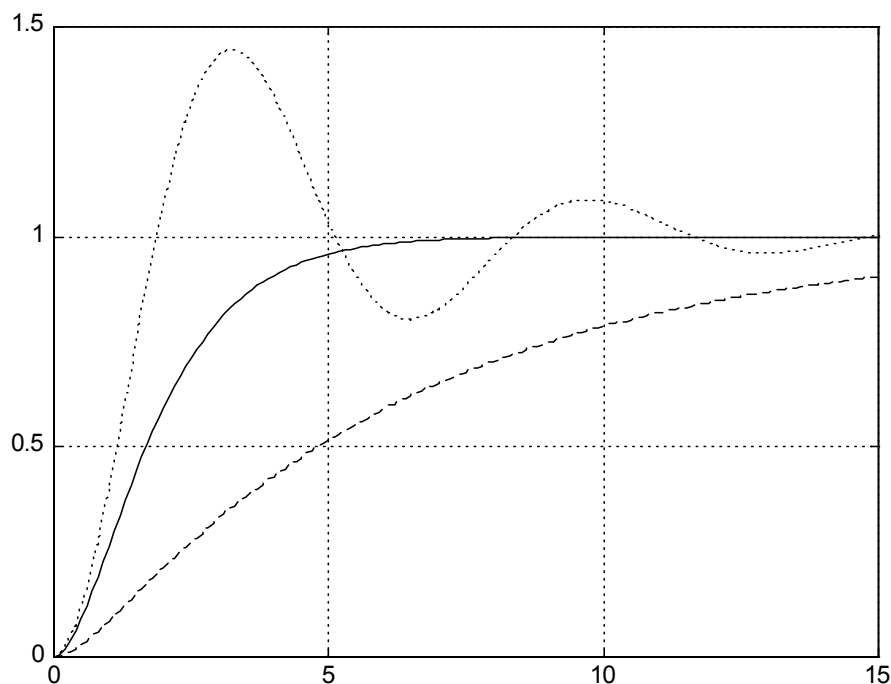
Givare, inte minst i reningsverk, ställer ofta till problem. Regulatorn försöker hela tiden att ställa in en styrsignal så att utsignalen från givaren blir lika med börvärdet. Om t.ex. syrehaltsmätaren felaktigt står på maxvärdet kommer regulatorn att stänga av lufttillförseln oavsett den verkliga syrehalten i bassängen. Det är därför viktigt att ha vettiga larm och skyddsnät för att minska effekten då en mätgivare som används i en reglerkrets går sönder. Periodiskt underhåll av alla komponenter i reglerkretsen är också viktigt för att minska felfrekvensen.

4.2 Grunderna för regulatorinställning

Regulatorns uppgift är att hålla utsignalen nära börvärdet trots störningar i processen. Då börvärdet ändras vill man även att utsignalen snabbt följer med börvärdet. För att testa en reglerkrets är det vanligt att man ändrar börvärdet från

en nivå till en annan och sedan studerar responsen för utsignalen. Detta kallas för ett *stegsvarsexperiment*.

Om utsignalen snabbt ställer in sig på det nya börvärdet kan man förvänta sig att även störningar snabbt regleras bort. En vanlig metodik är därför att försöka ställa in regulatorns parametrar så att utsignalresponsen vid en stegändring av börvärdet blir tillräckligt snabb och utan alltför stora oscillationer. Vad som menas med tillräckligt snabbt beror på vilken process som skall regleras och vilka reglerkrav som finns. Figur 4.1 visar tre typiska fall, ett fall där regleringen är för långsam, ett fall där den är bra och ett fall där den är tillräckligt snabb men alltför slängig.



Figur 4.1. Stegsvaret för tre olika regulatorinställningar. Den streckade linjen visar stegsvaret då regulatorn ger en för långsam respons, den heldragna linjen ger ett acceptabelt stegsvar och den punktdragna linjen ger ett alltför slängigt stegsvar. Huvudproblemet är att ställa in regulatorn så att stegsvaret ser ut som den heldragna linjen. Vilken tidsskala som väljs beror på de reglerkrav som finns och typ av process.

Det finns många metoder för att ställa in regulatorparametrar. De flesta inställningsmetoder kan inordnas under någon av följande två huvudmetodiker:

- Användning av tumregler och enkla experiment.
- Beräkning av regulatorparametrar utifrån en matematisk beskrivning av den process som skall regleras.

I detta kompendium behandlas inte den andra huvudmetodiken ovan, utan vi går igenom en metod som inte kräver avancerat matematiskt räknande.

Den allra enklaste metoden bygger på en manuell inställning av reglerparametrarna. Vi skall beskriva hur parametrarna i en PI-regulator påverkar regleringen. PI-regulatorn har två parametrar att ställa in K och T_i . Tabell 4.1 ger tumregler för hur reglerparametrarna K och T_i påverkar stegsvaret.

Tabell 4.1. Tumregler för reglerparametrarnas inverkan

Ökning av	Snabbhet	Slängighet	Bruskänslighet
K	ökar	ökar	ökar
T_i	minskar	minskar	små effekter

Ett vanligt förfarande vid manuell inställning är att börja med en ren P regulator dvs. med T_i mycket stor. Man ställer först in förstärkningen K så att snabbheten blir acceptabel. Därefter minskar man T_i tills regleringen ser bra ut. Eventuellt kan man behöva minska K lite i takt med att T_i minskas.

Lyckas man inte få en godtagbar reglering med PI-regulatorn kan man försöka med en PID-regulator. Genom att öka T_d kan ofta en stabilare och snabbare reglering erhållas. Detta gäller dock bara om mätsignalen ej är för brusig.

4.3 *Lambdametoden*

Det finns många tumregelmetoder som bygger på att man gör ett enkelt experiment på den process som skall regleras och sedan utifrån en tabell tar fram regulatorparametrarna. En tumregelmetod garanterar inte en bra reglering och ibland kan man behöva finjustera regulatorparametrarna manuellt.

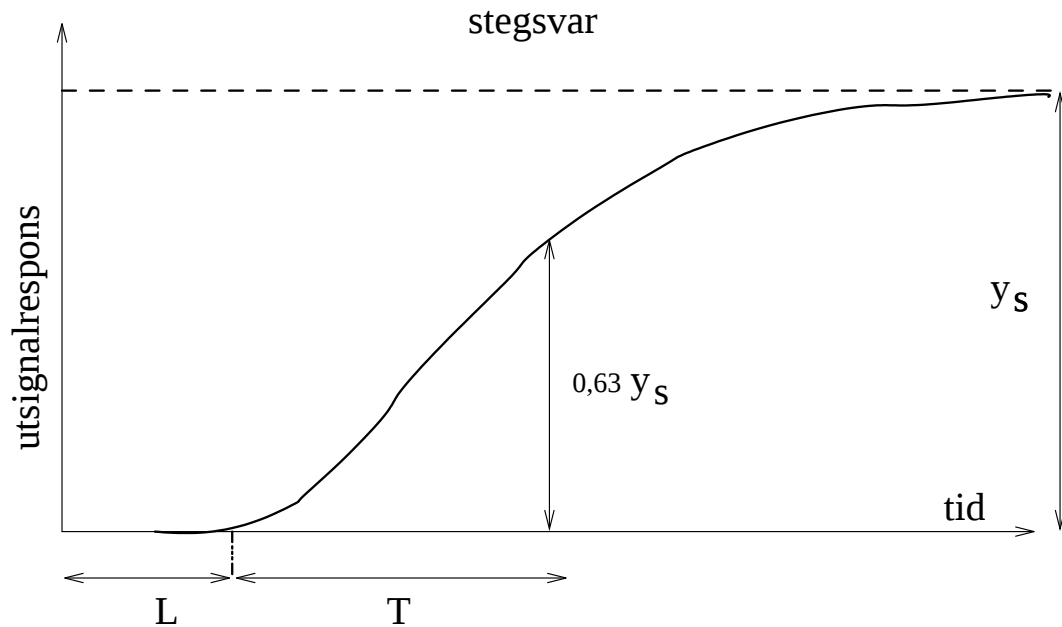
Vi skall här ge ett exempel på en tumregelmetod som kallas *Lambdametoden* och är mycket vanlig i processindustrin. Den intresserade kan via litteraturlistan hitta referenser till andra inställningsförfaranden.

Metodiken kan sammanfattas i fyra steg.

1. Låt regulatorn vara i manuell mod (urkopplad). Ändra styrsignalen med ett steg: dvs. ändra styrsignalen snabbt till ett nytt värde. Notera *amplituden* (storleken) på steget. Stegets amplitud betecknas u_s nedan.
2. Mät upp stegsvaret (dvs. utsignalresponsen för stegändringen i punkt ett) och bestäm hur mycket utsignalen ökat. Ökningen betecknas y_s i figur 4.2. Notera eventuell död tid L (som är tiden från att styrsignalen ändrats tills dess att utsignalen börjar röra på sig). Mät även upp tiden det tar för utsignalen att nå

63 % av slutvärdet, denna tid betecknas T i figuren. Bestäm även processens förstärkning enligt

$$K_s = \frac{y_s}{u_s}$$



Figur 4.2. Grafisk bestämning av de parametrar som behövs för att trimma en PI-regulator enligt Lambdametoden. Parametern y_s betecknar den totala förändringen av utsignalen. Parametern L är dödtiden och T är tiden det tar för utsignalen att nå 63 % av slutvärdet.

3. Låt M beteckna det största värdet av L och T . Välj λ (utläses lambda) enligt följande

$$\lambda = p * M$$

där p är ett användarval, ju större p väljs ju långsammare men "säkrare" reglering erhålls. Typiskt väljs p mellan 2 och 3. Tabell 4.2 ger en vägledning för hur p påverkar regleringen.

Tabell 4.2. Tumregler för valet av p

p	Reglering
>3	Mycket långsam och stabil reglering
Mellan 2 och 3	Normalval
Mellan 1 och 2	Snabb reglering (dock bruskänsligare och ökad risk för svängningar)

4. Givet ett L , T och K_S (från steg 2) och ett λ (från steg 3) beräknas regulatorparametrarna enligt tabell 4.3

Tabell 4.3. Beräkning av PI-parametrarna

K	T_i
$\frac{T}{K_S(\lambda + L)}$	T

Följande räkneexempel illustrerar arbetsgången. Antag att vi ändrat styrsignalen 0.5 enheter och att utsignalen ändrat sig 2 enheter, dvs. $u_s=0.5$ och $y_s=2$, se figur 4.2. Systemets förstärkning ges av

$$K_S = \frac{y_s}{u_s} = \frac{2}{0.5} = 4$$

Antag vidare att vi uppmätt en dödtid $L=2$ (tidsenheter) och att det tog 6 tidsenheter för stegsvaret att nå 63 % av slutvärdet, dvs. $T=6$ (tidsenheter). Vi får då $M=6$.

Antag att p väljs till 2. Detta ger $\lambda = p \cdot M = 2 \cdot 6 = 12$. PI-parametrarna fås till sist ur tabell 4.3:

$$K = \frac{T}{K_S(\lambda + L)} = \frac{6}{4(12 + 2)} \approx 0.11$$

$$T_i = 6$$

4.4 Autotuning

Under de senaste 10–15 åren har metoder för att automatiskt ställa in PID-regulatorer blivit allt populärare och de flesta större regulatortillverkare marknadsför regulatorer med någon form av automatiskt inställningsförfarande. Idén är att automatisera något manuellt förfaringssätt, till exempel, någon tumregelmetod. Ofta initieras trimningen av ett enkelt kommando (eller knapptryckning). Metodiken med automatiska trimningsförfaranden kallas ofta för *autotuning*.

En populär metod är den så kallade *relämetoden* som utvecklades i början av 80-talet av Åström och Hägglund. Då en trimning beordras kopplas automatiskt ett relä in istället för regulatorn. Detta ger upphov till en självsvängning. Systemet mäter periodtiden och amplituden hos svängningen. Med denna information beräknas PID-parametrarna automatiskt med hjälp av inbyggda tumregler.

Normalt kan användaren genom förval påverka om regleringen skall bli snabb (med risk för slängighet) eller långsam. Metodiken finns bl.a. i SattCon-systemet av Alfa Laval och används även i den nya Advant Controller som är efterföljaren till ABB Master.

Som för alla tumregelmetoder finns ingen garanti för att autotuning ger en bra reglering men den har visat sig fungera bra i många olika typer av processer (inklusive t.ex. syrer regleringen i aktivslamprocessen). Det är viktigt att inte processen påverkas av någon större störningar under trimningen. Självklart kan man vid behov manuellt finjustera reglerparametrarna efter en autotuning.

4.5 Sammanfattning.

I detta kapitel har vi beskrivit några enkla inställningsmetoder för PID-regulatorn och beskrivit några viktiga saker som bör kontrolleras om regleringen fungerar dåligt. En dålig reglering behöver inte bero på regulatorn utan kan förorsakas av t.ex. glapp i ställdonet eller en felaktig mätgivare.

När man vill kontrollera en reglerkrets kan man göra en snabb ändring av börvärdet och studera responsen för utsignalen. Detta kallas för stegsvars-experiment. För en välfungerande reglerkrets ställer utsignalen snabbt in sig på det nya börvärdet.

För att trimma en regulator finns en uppsjö av metoder. Allmänt gäller att desto snabbare man gör regleringen desto större är risken för att utsignalen skall börja svänga. För att minska snabbheten kan man för en PI-regulator sänka förstärkningen K och/eller öka integrationstiden T_i .

Trimningen av PID-regulatorn har i många fall underlättats i takt med att de flesta regulatorer innehåller någon metod för att automatiskt ställa in regulatorparametrarna, så kallad autotuning. Användning av autotuning kan ofta ge en bra eller hyfsad reglering. Vid behov kan man efter en autotuning, manuellt finjustera parametrarna för att förbättra regleringen.

5 Reglerstrategier

Många reglerproblem kan lösas med hjälp av den enkla strukturen i figur 2.5. Ofta används en PID-regulator. Det finns dock tillfällen då mer komplicerade reglerstrategier än den i figur 2.5 kan och bör användas. Vi skall här beskriva tre strategier som ofta kan vara användbara. I kapitel 12, 13 och 14 kommer vi att se hur dessa kan tillämpas i avloppsreningsverk.

5.1 Parameterstyrning

En process som är olinjär kan göra att en vanlig regulator inte fungerar vid vissa arbetsnivåer. Det kan vara så att regleringen vid vissa belastningar är väldigt slängig medan regleringen vid andra belastningar är långsam. För reglering av processer som är olinjära kan det löna sig att använda olika regulatorparametrar för olika arbetsnivåer. Tekniken kallas parameterstyrning ("gain scheduling" på engelska). Om, till exempel, regulatorn påverkar en reglerventil som har en olinjär karakteristik kan man låta värdet på styrsignalen avgöra när bytet av regulatorparametrar skall göras. För låga ventillägen används en uppsättning av PID-parametrar, för lite högre ventillägen en annan osv. Ofta räcker det att dela in arbetsområdet i några få intervall.

Idén visas i tabell 5.1 för en PI-regulator. Genom att dela in arbetsområdet och använda olika regulatorparametrar i olika arbetsområden kan man erhålla en bättre reglering än om bara en uppsättning av regulatorparametrar används för hela arbetsområdet. De regulatorparametrar som anges i tabellen är bara med som exempel.

Tabell 5.1. Exempel på hur parameterstyrning kan användas för att reglera en ventil med olinjär ventilkarakteristik. Olika regulatorparametrar används för olika ventillägen

Ventilöppning [%]	K	T_i
0–33	1	10
34–66	2	6
67–100	4	5

Tekniken med parameterstyrning kan användas på många olika sätt, man kan t.ex. låta styrsignalen (som i exemplet i tabell 5.1), börvärdet, utsignalen eller någon extern signal vara den variabel som används för att byta regulatorparametrar.

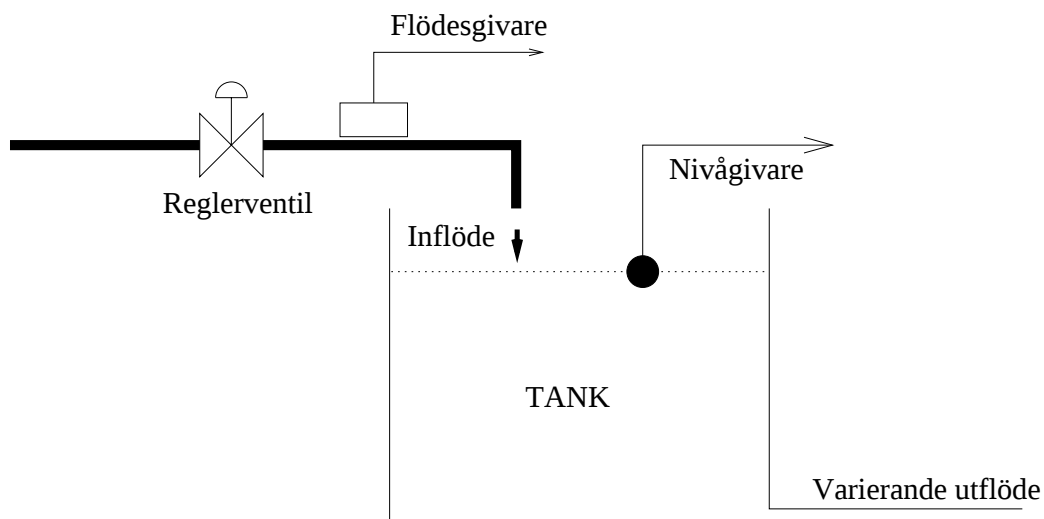
I många kommersiella regulatorer finns möjlighet till parameterstyrning. Ett problem med parameterstyrning är att regulatorn måste trimmas för varje delintervall. Användning av autotuning, se avsnitt 4.4, kan då vara mycket lämplig. Man gör då en autotuning för varje delintervall.

Till sist kan vi nämna att det finns regulatorer som själva känner av processförändringar och anpassar regulatorn efter hur processen förändras. Denna typ av reglering kallas *adaptiv reglering*. Den har använts med framgång för att lösa svåra reglerproblem där processens egenskaper förändras med tiden.

5.2 Kaskadreglering

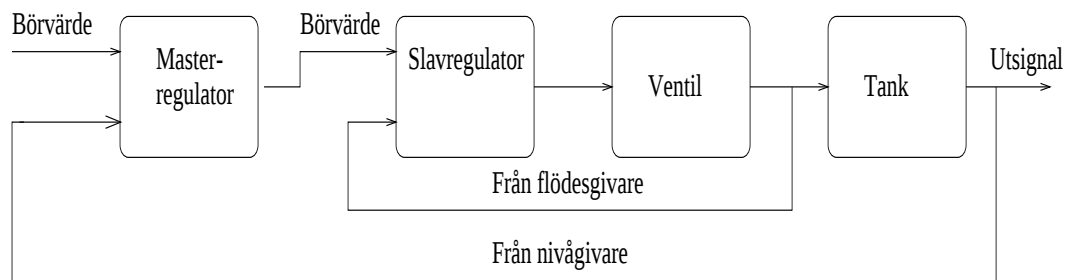
Kaskadreglering är en vanlig strategi då den process som skall regleras kan delas upp i två seriekopplade delprocesser och där man även kan mäta en mellanliggande signal. Vid kaskadreglering används två regulatorer (oftast av PID-typ) där utsignalen från den ena regulatorn (master-regulator, överordnade regulatorn) används som börvärde för den andra regulatorn (slav-regulatorn, underordnande regulatorn).

Ett typiskt fall när kaskadreglering är användbart är nivåregleringen i en tank som diskuterades i kapitel 2 om vi antar att även inflödet till tanken kan mätas. Denna situation är illustrerad i figur 5.1.



Figur 5.1. Nivåregleringsexemplet från kapitel 2. Vi antar att inflödet till tanken också kan mätas.

Vad vi har nu är en situation med två seriekopplade processer, ventilen och tanken, samt att den mellanliggande signalen (inflödet) kan mätas. Vi kan nu konstruera en kaskadreglering för tankprocessen vilket visas i blockschemat i figur 5.2.



Figur 5.2. Blockschema för kaskadreglering av nivåregleringsprocessen som illustrerades i figur 5.1.

Det finns flera fördelar med kaskadreglering jämfört med att bara använda en regulator.

- En störning i inflödet (beroende på att t.ex. trycket över reglerventilen förändras) kan regleras ut mycket snabbare. Med kaskadreglering återkopplas störningen direkt till slavregulatorn som snabbt kan reagera. Detta gör att störningens inverkan på huvudutsignalen minskar väsentligt.
- Inverkan av olinjäriteter i reglerventilen minskar också med kaskadreglering. Detta gör också att det är lättare att få en stabil reglering med kaskadregleringen än om bara en regulator används. Masterregulatorn behöver ju bara ge det önskade flödet som sedan slavregulatorn använder som börvärde för att ställa in ventilen.

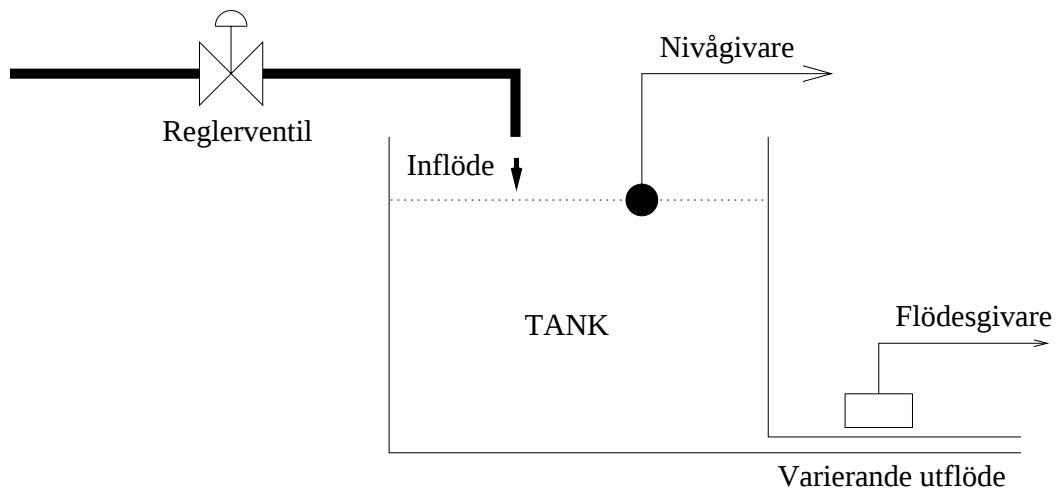
Den främsta nackdelen med kaskadreglering är att det behövs två givare, en för utsignalen och en för den mellanliggande signalen (inflödet i exemplet med nivåregleringen ovan). En mindre nackdel är att det behövs två regulatorer istället för en. Detta är dock inget större problem eftersom de flesta datorbaserade styrsystem innehåller ett stort antal regulatorer. Kaskadreglering används ofta för syrerregleringen i aktivslamprocessen. Vi kommer att beskriva detta närmare i kapitel 12.

5.3 Framkoppling

Vi har hittills löst alla reglerproblem med återkoppling, dvs. utsignalen återkopplas till regulatorn. Det är en mycket sund princip men det finns en nackdel. Nämligen då det kommer en störning. Regulatorn har ingen chans att reagera förrän störningen syns i utsignalen.

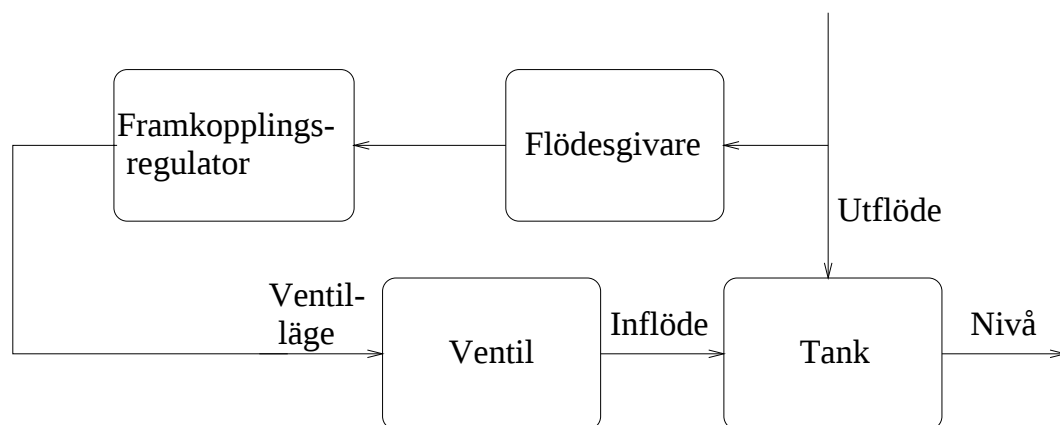
I vissa fall kan störningen mätas. Idén med framkoppling är att utnyttja mätningar av störningen för att direkt kompensera för denna. Med hjälp av framkoppling kan inverkan av störningar minskas väsentligt. I vissa fall kan störningens inverkan på utsignalen helt elimineras, vilket är omöjligt med bara återkoppling. I

nivåregleringsexemplet är störningen utflödet från tanken. Genom att mäta utflödet får vi information om processens störning direkt, se figur 5.3.



Figur 5.3.Exemplet med nivåreglering från kapitel 2 där vi nu antar att utflödet (störningen) från tanken kan mätas.

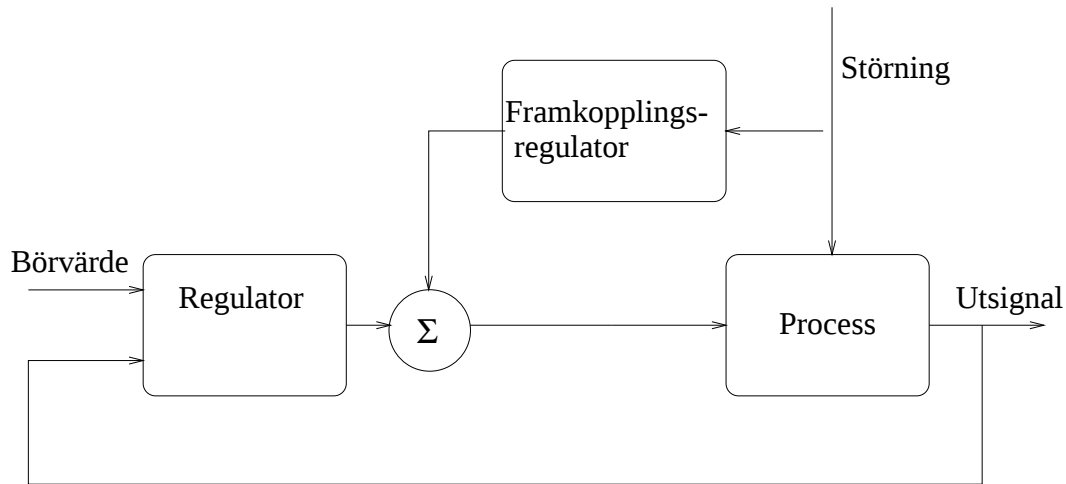
Hur skall man nu utnyttja mätningen av utflödet (störningen) för att förbättra regleringen? Jo, genom att låta inflödet via reglerventilen påverkas av mätningen av utflödet direkt. Vi kan då direkt kompensera inflödet då utflödet förändras. Tekniken är illustrerad i figur 5.4.



Figur 5.4. Blockschema för framkopplingsstrategi av tankprocessen i figur 5.3.

Ofta används en enkel förstärkare som framkopplingsregulator. I de allra flesta fall bör man komplettera framkopplingen med en återkoppling. Dels finns ingen garanti för att utsignalen hamnar nära börvärdet om man inte återkopplar och dels har de flesta processer ett flertal störningar av vilka inte alla är mätbara. Dessa

kan då bara regleras bort med en återkopplingsregulator. Det allmänna blockschemat för en kombinerad återkoppling–framkopplingsstrategi visas i figur 5.5.



Figur 5.5. Illustration av kombinerad framkoppling och återkoppling.

I avloppsreningsverk används framkoppling ofta. Ett typiskt exempel är doseringen av fällningskemikalier. Doseringen baseras vanligtvis på inkommande flöde. Ett typiskt exempel på framkoppling! Bristen på givare och kanske ibland brister i reglertekniskt kunnande har gjort att man ofta nöjt sig med att enbart framkoppla och inte utnyttja återkoppling. I takt med att tillförlitliga givare blir vanligare finns det en stor potential att även utnyttja återkoppling vid många av processerna i avloppsreningsverken som idag bara utnyttjar framkoppling. Genom att använda återkoppling kan man få en bättre kontroll på utsläppsnivåer och minska risken för en onödigt hög kemikalie- och energiförbrukning.

5.4 Sammanfattning

I detta kapitel har vi beskrivit några reglerstrategier som ofta kan förbättra regleringen jämfört med vanlig återkoppling. De metoder som beskrivits är parameterstyrning, kaskadreglering och framkoppling. Självklart kan man, beroende på tillämpningen, kombinera de olika strategierna.

Parameterstyrning kan vara bra om processen har olinjäriteter som kan korreleras till någon mätbar signal. Huvudprincipen är att använda olika regulatorparametrar vid olika arbetsnivåer och att låta någon mätbar signal bestämma vilken regulatoruppsättning som skall vara inkopplad.

Kaskadreglering kan användas om processen har någon mellanliggande signal som kan mätas. Man använder två regulatorer, en masterregulator vars utsignal bildar börvärde till en underordnad slavregulator. Kaskadreglering kan minska inverkan av störningar och olinjäriteter.

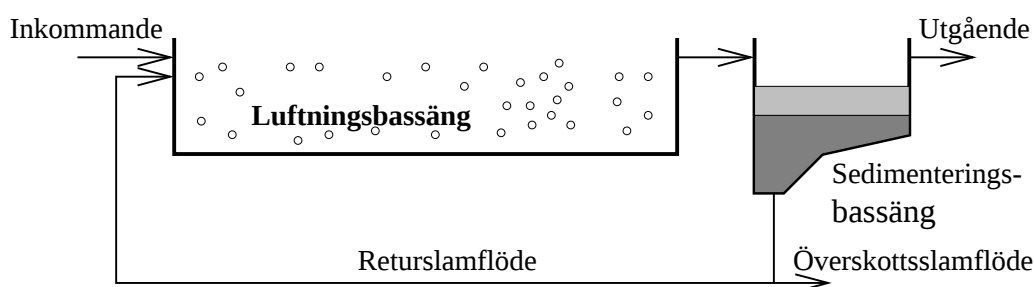
Framkoppling kan användas om det finns mätbara störningar och kan då minska störningarnas inverkan på utsignalen. Normalt bör framkopplingen kompletteras med en återkoppling. Dels finns ingen garanti för att utsignalen hamnar nära börvärdet om man inte återkopplar och dels har de flesta processer ett flertal störningar av vilka inte alla är mätbara. Dessa kan då bara regleras bort med en återkopplingsregulator.

6 Aktivslamprocessen

Nedan ges en kort beskrivning av grunderna i en aktivslamprocess och de biologiska aktiviteter som utgör basen i processen. För en utförligare beskrivning hänvisas till Svenska Kommunförbundets kompendium "Introduktion till avloppstekniken".

6.1 Grundläggande principer

Aktivslamprocessen är idag den dominerande tekniken för biologisk avloppsvattenrening. I sin enklaste utformning består en aktivslamanläggning av en luftningsbassäng och en sedimenteringsbassäng, vilket illustreras i figur 6.1. I luftningsbassängen växer biologiskt aktiva mikroorganismer till på näringsämnen och organiskt material som finns i avloppsvatten. Mikroorganismerna kommer in till reningsverket via ledningsnätet. De mikroorganismer som trivs i aktivslamprocessen tillväxer och utgör tillsammans med organiskt material det aktiva slammet. Ibland kallas mikroorganismerna för *biomassa*. Mikroorganismerna bryter ner organiskt material och klumpar ihop sig till *flockar*. Flockarna sedimenterar sedan i sedimenteringsbassängen och avskiljs därmed från det renade vattnet.



Figur 6.1. En vanlig utformning av en aktivslamanläggning. Det organiska materialet i inkommande vatten bryts ner av mikroorganismer i aktivslamprocessen.

Flocken är den fundamentala driftsenheten i en aktivslamprocess. Biologisk aktivitet är koncentrerad till flocken, men flockbildningen påverkar också slammets sedimenteringsförmåga (se kapitel 8). Flockar renar även vattnet genom att partiklar, som är så lätta att de inte kan sedimentera av egen kraft, adsorberas till flockarna. Reningsgraden är därför helt avhängig flockens egenskaper.

En del av det aktiva slammet återförs till luftningsbassängen som *returslam* från sedimenteringen för att hålla en konstant mängd aktiv biomassa i systemet. På så sätt får mikroorganismerna en längre uppehållstid i processen än vad vattnet har. Eftersom mikroorganismerna tillväxer i luftningsbassängen skulle slamhalten öka

i systemet om inget slam togs bort. Slamhalten regleras genom uttag av s.k. *överskottsslam*. Överskottsslammet skickas till slambehandling.

6.2 Luftning

De flesta mikroorganismer i aktivslamprocessen behöver syre för att fungera och bryta ner organiskt material. Luft tillförs därför luftningsbassängerna. Vanligtvis tillförs luften med hjälp av blåsmaskiner. Luftningen fungerar också som omrörare i luftningsbassängen och håller slammet i suspension. Det är viktigt för den biologiska aktiviteten

Det finns ett flertal olika luftningsanordningar. Under 1950-talet utvecklades INKA-luftaren i Sverige. Den är uppbyggd av perforerade rör som är placerade knappt en meter under vattnet. Det låga inblåsningsdjupet gör att vanliga centrifugalfläktar kan användas. I dag används normalt finblåsiga bottentäckande luftare. De blåsmaskiner som används är i de flesta fall turbokompressorer eller vridkolvskompressorer.

6.3 Vad renar en aktivslamprocess?

Aktivslamprocessen finns idag i många olika utförande. I den traditionella aktivslamprocessen renas avloppsvattnet främst från organiskt och partikulärt material. Orenat avloppsvatten belastar hav, sjöar och vattendrag eftersom det går åt syre när det organiska materialet skall brytas ner av mikroorganismer i naturen. Reningseffekten för *syreförbrukande material (BOD)* är normalt 90–95 % i en fungerande aktivslamanläggning. Merparten av BOD-belastningen är organiskt material, men även ammonium är syreförbrukande. För att ytterligare minska belastning av syreförbrukande substanser i vattenmiljön kan man införa den mikrobiologiska processen *nitrifikation* (ammoniumoxidation) i ett vanligt aktivslamsteg (se vidare avsnitt 9.3 och 9.4). Aktivslamprocessen kan sedan modifieras ytterligare. Då blir det möjligt att rena avloppsvatten från kväve genom *denitrifikation* (se vidare avsnitt 9.3 och 9.5). Även fosfor går att avskilja på biologisk väg i en anpassad aktivslamprocess (se kapitel 11).

6.4 Sammanfattning

Aktivslamprocessen är den vanligaste tekniken för att på biologisk väg rena avloppsvatten. Mikroorganismer växer i luftningsbassängen och bryter ner organiskt material. Vid nedbrytningen konsumerar mikroorganismerna stora mängder syre. Slammet klumpar ihop sig till flockar. Dessa sedimenterar sedan i sedimenteringsbassängen och avskiljs då från det renade vattnet.

Slammets uppehållstid är längre än vattnets uppehållstid i luftningsbassängen. Detta åstadkoms genom ett returslamflöde från sedimenteringsbassängen. Slamhalten i systemet styrs av hur stort uttag av överskottsslam man har.

Med en väl fungerande aktivslamprocess kan halten av syreförbrukande organiskt material reduceras med 90–95 %. Förutom nedbrytning av organiskt material kan aktivslamprocessen modifieras för att på biologisk väg rena avloppsvatten från både kväve och fosfor.

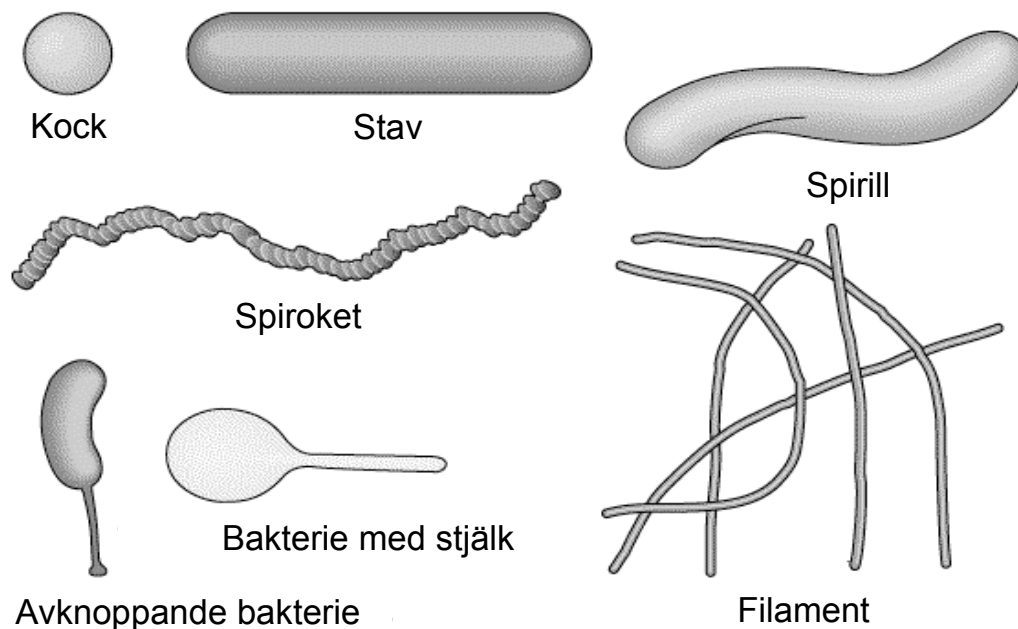
7 Mikroorganismernas betydelse i aktivslamprocessen

7.1 Vad är mikroorganismer?

Bakterier, svampar, alger och protozoer kallas för mikroorganismer. Gemensamt för dessa organismer är att de består av en enda cell eller cellansamlingar. Högre utvecklade varelser är flercelliga och cellerna har då olika funktioner. Celler i huden hos människor har t.ex. inte samma egenskaper som hjärncellerna. I en bakterie däremot finns alla egenskaper samlade i den enskilda cellen.

Mikroorganismer har en central roll i aktivslamprocessen. Där bryter de ner olika föroreningar eller omvandlar dem till andra former. Mikroorganismer bidrar också aktivt till slammets sedimenteringsegenskaper. Det är främst bakterier som står för den biologiska reningen, men även andra mikroorganismer är viktiga.

Bakterier är så små att det krävs mikroskop med minst tusen gångers förstoring för att kunna se dem. Variationen i utseende är jämförelsevis liten, se figur 7.1. De flesta är runda eller stavformade. Det finns bakterier som orsakar mer eller mindre svåra sjukdomar hos andra levande organismer, t.ex. människor eller växter. De bakterier vi har mest kunskap om idag är de som gör oss sjuka. De flesta bakterier är dock inte sjukdomsframkallande utan sköter nedbrytningsprocesser i naturen. Bakterier är också viktiga för matsmältningen hos djur och människor.



Figur 7.1. Olika typer av utseende hos bakterier.

Bakterier förekommer i många olika livsformer. En del behöver syre medan andra kan leva under syrefria förhållanden. Vissa bakterier kan omsätta giftiga ämnen som andra bakterier dör av. Denna variation i "livsstilar" är värdefull för att biologiskt kunna rena avloppsvatten.

7.2 Tillväxt av bakterier

Bakterier förökar sig genom celledelning. Cellen kopierar sig själv och ur en cell blir det två nästan identiska celler. Tillväxthastigheten beror på organismen i sig själv och dess miljökrav. Tiden det tar för en bakteriepopulation att fördubbla sig är ett mått på tillväxthastigheten. Fördubblingstiden kallas för *generationstiden*. Vid perfekta förhållanden kan generationstiden för vissa bakterier vara så kort som 20 minuter. De viktigaste kraven är tillgång på näringsämnen och en gynnsam temperatur. Även pH (surhetsgrad) och förekomst av giftiga ämnen påverkar bakteriernas tillväxt.

De flesta bakterier kan växa inom ett ganska brett temperatur- och pH-intervall, men alla bakterier har en optimal temperatur och ett optimalt pH-värde där tillväxten är maximal. En viss miljö kommer därför att sälla fram de bakterier som trivs bäst i just den miljön. Sjukdomsframkallande bakterier t.ex., växer bäst vid 37°C. I luftningsbassängerna lever bakterier som trivs vid ca 20°C. Både temperatur och pH är svåra att påverka i en aktivslamprocess. I reningsprocesserna får vi därför göra det bästa av de populationer som kan växa där.

Alla levande organismer är uppbyggda av kolföreningar och behöver därmed kol för att tillväxa. En del bakterier kan liksom växter fånga upp kol från luftens koldioxid för att bygga upp cellen. Dessa bakterier kallas för *autotrofer*. Det vanligaste är dock att utnyttja kolföreningar i omgivningen, t.ex. det organiska materialet i avloppsvattnet. Bakterier som utnyttjar organiskt kol för cellbyggnad kallas för *heterotrofer*. I en aktivslamprocess utnyttjar man både heterotrofer och autotrofer för att rena avloppsvatten.

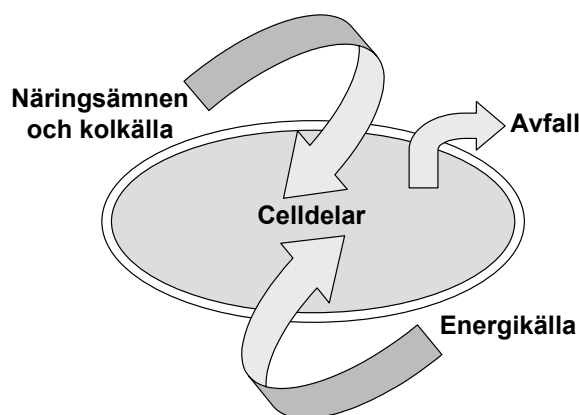
Förutom kol behöver bakterier andra byggstenar för tillväxt. Syre, väte och kväve är tillsammans med kol huvudbeståndsdelarna i en cell och nödvändiga för tillväxt. Andra ämnen, som fosfor, svavel och diverse metaller, är kvantitativt mindre viktiga, men betydelsefulla för att cellen skall fungera.

7.3 Ämnesomsättning – nedbrytning, andning och fermentation

Att foga ihop alla delar som behövs vid celltillväxt och förökning är komplicerat och det åtgår energi, se figur 7.2. De flesta bakterier använder samma ämne både som kolkälla och energikälla, dvs. samma ämne används både som byggmaterial och arbetskraft.

Liksom hos de gröna växterna kan energikällan hos vissa mikroorganismer vara solljus. Ett flertal bakteriesläkten har förmåga att utvinna energi från nedbrytning

av oorganiska föreningar. Denna förmåga är helt unik för bakterier och återfinns inte i någon annan typ av organism. Se sammanfattning i tabell 7.1.

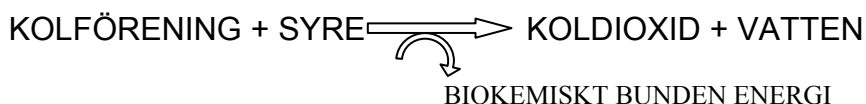


Figur 7.2. En bakteries huvudsakliga uppgift är att överleva, tillväxa och föröka sig. För att klara detta åtgår det energi och byggmaterial. Byggmaterialet består av kolföreningar och näringsämnen som bakterierna fogar ihop så att en cell kan dela sig i två. Avfallsprodukter, bl.a. koldioxid transporteras ut ur cellen.

Tabell 7.1. Sammanfattning av hur kombinationer av olika kolkällor och energikällor används av olika grupper av organismer

Kolkälla	Energikälla		
	Ljus	Oorganiska föreningar	Organiska föreningar
Oorganisk: koldioxid, karbonat (Autotrofi)	Växter och vissa mikroorganismer, bl.a. blågröna alger	Bl.a. nitrifierande bakterier	—
Organisk: kolföreningar (Heterotrofi)	Mikroorganismer med fotosyntes	Ett fåtal bakterier	De flesta organismer (däggdjur, bakterier, svampar m.m.)

Genom att förbränna kolföreningar eller andra ämnen frigör bakterien energi i form av elektroner. Det är precis vad som händer i en förbränningsmotor eller i vår kropp när vi smälter den mat vi äter. För att förbränna bensin eller mat måste det finnas tillgång till syre. Syrets egentliga uppgift är att fänga upp elektronerna som frigörs när vi eldar bensin eller bryter ner mat. Bensinen och maten har i kemisk bemärkelse *oxiderats* till koldioxid och syret har *reducerats* till vatten. Figur 7.3 visar de kemiska reaktioner som sker. För att energi skall frigöras krävs alltid att en oxidation sker parallellt med en reduktion. Bakterier, och andra organismer, kan konservera den frigjorda energin som biokemiskt bunden energi.

Oxidation:**Reduktion:****Fullständig reaktion:**

Figur 7.3. Vid en fullständig förbränning av ett substrat frigörs energi från substratet när det oxideras samtidigt som något annat, vanligen syre, reduceras. Här visas en fullständig oxidation av en kolförening hos en organism som andas med syre. Organismen konserverar den frigjorda energin och nyttjar den till energikrävande processer, t.ex. tillväxt.

De flesta levande organismer *respirerar*, andas, med syre för att bryta ner sin energikälla. Respiration med syre gör att kolföreningar kan oxideras fullständigt. Flertalet bakterier respirerar. I den luftade delen av en aktivslamanläggning är respirationen en förutsättning för snabb nedbrytning av det organiska materialet i avloppsvattnet.

Det fantastiska med bakterier är att vissa arter kan respirera med annat än syre. Andas de med syre kallas de för *aeroba* bakterier. Vid s.k. *anaerob respiration* utnyttjar bakterierna t.ex. nitrat, sulfat eller järn för att fånga upp elektronerna som kommer från nedbrytning av en energikälla. Denitrifierande bakterier är ett exempel på bakterier i aktivslamprocessen som kopplar om och andas med nitrat om syret tar slut, se vidare avsnitt 9.5.

Vissa nedbrytningsprocesser sker anaerozt helt utan andning. Anaerob nedbrytning kallas för *fermentation* eller jäsning. Då frigörs energi ur en del av det organiska materialet medan en del åtgår för att fånga upp elektronerna. Av det ursprungliga materialet har därmed en del blivit mer oxiderad medan en del har reducerats, se figur 7.4. Slambehandling i rötkammare är ett exempel på fermentation, alkoholjäsning ett annat. Vid fermentation blir inte förbränningen fullständig. Det går därför aldrig att få ut lika mycket energi ur organiskt material genom fermentation som om det hade oxiderats med aerob eller anaerob respiration.

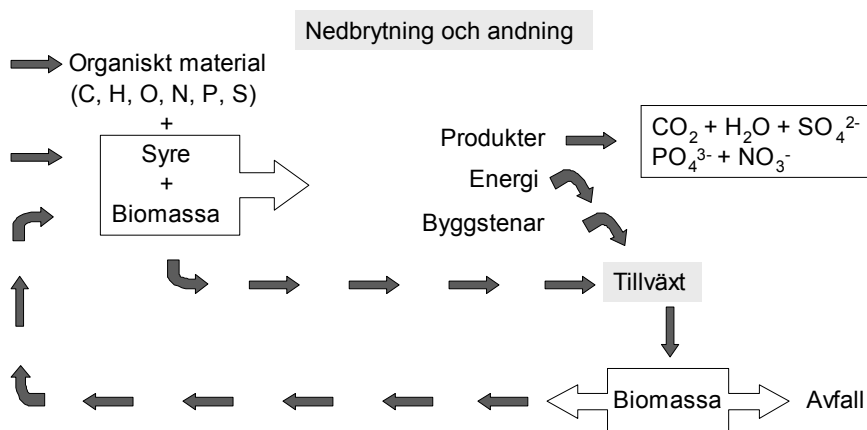
Fermentation:



Figur 7.4. Fermentation av socker till etanol och koldioxid. En del av kolet i sockret har oxiderats till koldioxid medan en del har reducerats till etanol (vanlig sprit).

7.4 Biokemiska processer i aktivslamprocessen

De processer som pågår i en enskild cell är en mycket liten del av summan av alla processer som tillsammans är aktivslamprocessen. Den vanliga utformningen av en aktivslamanläggning, som ses i figur 6.1, kan istället betraktas som ett händelseförlopp av ett antal biokemiska processer, vilket illustreras i figur 7.5. Här är biomassan i det aktiva slammet som en enda organism där nedbrytning, andning och tillväxt pågår, jämför med figur 7.2.



Figur 7.5. Aktivslamprocessen betraktad som ett händelseförlopp av ett antal centrala biokemiska processer.

7.5 Förmåga till nedbrytning*

Mikroorganismer har genom årmiljoner utvecklat förmågan att bryta ner alla naturligt förekommande föreningar. En och samma organism har naturligtvis inte den kapaciteten, men tillsammans besitter mikroorganismerna en mycket diversifierad ämnesomsättning. Bakterier har en mycket större variation i ämnesomsättningen än vad övriga mikroorganismer har sammantaget. Det är bl.a. därför bakterier gärna används i olika reningsprocesser.

Vissa substanser är lättare att omsätta än andra. Enkla, vattenlösliga ämnen som t.ex. socker och proteiner omsätts snabbt av de flesta mikroorganismer. Komplexa föreningar kan däremot bara utnyttjas av specialiserade mikroorganismer.

Samverkan mellan mikroorganismer påverkar också nedbrytningen av olika ämnen. För att bryta ner ett visst ämne kan det behövas flera olika bakterier, som var och en gör sin del. Inom ett mikroorganismssamhälle med flera olika arter är ofta mikroorganismerna beroende av varandra för att överleva. I ett reningsverk skulle inte rötningen fungera utan det komplexa samspel som råder bland mikroorganismerna i processen.

7.6 Mikroorganismernas styrsystem*

De biologiska processerna i en aktivslamanläggning sker inte slumpartat. Mikroorganismer har en sorts styrsystem för att cellens aktivitet skall fungera i relation till omgivningen. För att rätt sak skall göras vid rätt tillfälle måste mikroorganismen kunna reglera sin aktivitet.

En cell kan betraktas som ett maskineri eller en processindustri där olika kemiska reaktioner ständigt pågår. Alla kemiska reaktioner inuti cellen underlättas av proteiner som mikroorganismen bildar själv. Dessa proteiner kallas *enzymer*. Enzymer sätter fart på (*katalyserar*) kemiska processer utan att själv förbrukas. Varje enzym är specifikt för den reaktion det katalyserar. Man skulle kunna beskriva ett enzym som en "specialiserad kemisk arbetsbänk". Arbetsbänken gör det lättare för reaktionen att äga rum. Precis som man kan tänka sig att ett snickeri har specialiserade arbetsbänkar att göra skåp, medan en bilverkstad har specialiserade arbetsbänkar för att plocka isär eller sätta ihop bilmotorer. Vilka enzymer mikroorganismen har avgör därmed vad den kan åstadkomma.

Enzymer regleras på flera olika nivåer. Dels kan själva bildningen av enzymer regleras och dels kan enzym som redan finns antingen aktiveras eller inaktiveras. En enda mikroorganism har långt fler "regulatorer" än vad som någonsin kommer att finnas i ett reningsverk! Det kostar energi för cellen att producera enzymer, så det görs inte i onödan. Bildningen av enzymer är hela tiden ett svar på förändringar i omgivningen. Behövs enzymer för att t.ex. denitrifiera bildar bakterien de enzymerna, men när behovet saknas avstannar produktionen (se avsnitt 9.5 och kapitel 12). Denna reglering är relativt långsam. Den snabbaste regleringen är att slå av eller på befintliga enzym. Klarar inte mikroorganismen av att bilda nödvändiga enzym för den miljö den befinner sig i kommer den att försvinna från systemet.

All information för att bygga enzymer finns lagrad i cellens arvsmassa dvs. *gener*. En mikroorganism kan bara bygga de enzymer som det finns kod för i generna. Översättningen av den genetiska informationen till fungerande enzymer är en mycket komplex biologisk process. Den är likartad i alla levande organismer och är själva ryggraden i cellmaskineriet.

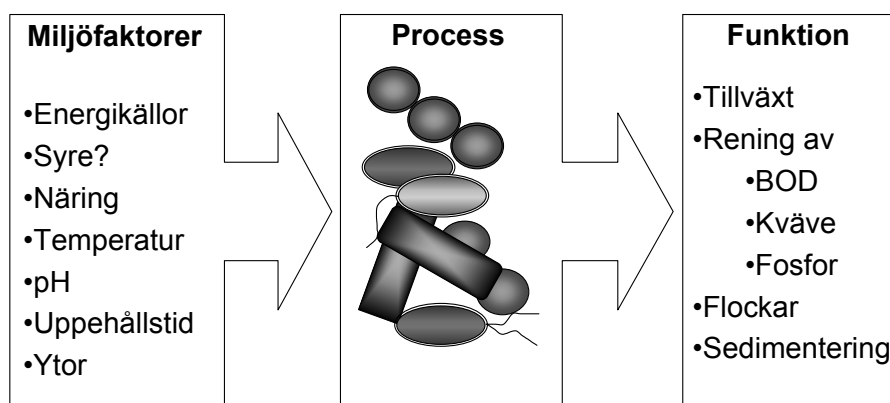
När ett enzym skall bildas läses den genetiska koden för det enzymet och kopieras till en tillfällig budbärare inuti bakteriecellen. Budbäraren överför informationen till de delar i cellen som översätter informationen och sätter ihop proteiner. Det räcker inte med att enzymet består av rätt protein för att fungera utan det måste även ha fått det rätta tredimensionella utseendet. Proteinets vikts därför ihop till en

bestämd form och mikroorganismen kan sedan använda det för att utföra en viss process.

7.7 Aktivt slam är en blandning av mikroorganismer

Aktivt slam innehåller en blandning av hundratals olika bakterier och andra mikroorganismer. Denna blandkultur uppstår spontant i och med att det kommer in organismer till reningsverket via ledningsnätet. Den aktuella sammansättningen är ett resultat av bakteriernas tävlan om substrat och näringsämnen. De som är konkurrenskraftiga och trivs i aktivslamprocessen tillväxer medan de övriga följer med utgående vatten eller dör.

Sammansättningen av bakterier i slammet är aldrig konstant. När processen förändras ändras också sammansättningen av bakterier i slammet. Fluktuationer i inkommande vatten gör aktivslamprocessen dynamisk. Bakteriefloren kommer ständigt att anpassa sig och förändra sig till de rådande betingelserna, se figur 7.4. Yttre faktorer, som pH och temperatur, är svåra att kontrollera.



Figur 7.4. Hur aktivslamprocessen fungerar beror av vilka bakterier som finns i slammet och vilken grad av aktivitet de har, vilket i sin tur styrs av miljön de lever i.

Det går inte att en gång för alla tillsätta speciella, effektiva bakterier till en aktivslamprocess och tro att de skall fungera där. Det är bara möjligt om man vet exakt vilka krav de har, vilket är besvärligt att ta reda på och i praktiken omöjligt att tillgodose. Generella kunskaper i mikrobiologi kan däremot användas för att skapa miljöer där vi gynnar de olika mikrobiella processer vi vill ha i aktivslamprocessen och missgynnar de mikroorganismer som inte är önskvärda.

Det finns tre principiella mekanismer för selektion av bakterier i aktivt slam. De karaktäriseras av skillnader i:

- bakteriers olika tillväxt- och substratutnyttjandehastigheter.
- ämnesomsättning under aeroba och anaeroba förhållanden hos bakterier.
- protozoers val av föda (bakterier).

Det är främst de två först selektionsmekanismerna som vi, genom process-utformning och driftsförhållanden, använder för att påverka sammansättningen av mikroorganismer i aktivslamprocesser. Slamålder, syresättning och zonindelning för olika processer är de parametrar som betyder mest.

7.8 Sammanfattning

Mikroorganismer omfattar bakterier, svampar, alger och protozoer. De har en central roll i alla typer av nedbrytningsprocesser och därmed också i aktivslam-processen. Bakterier är de viktigaste organismerna i den biologiska reningen. De förökar sig med celledelning och tillväxthastigheten beror främst på hur deras miljökrav uppfylls.

Bakterier är likt alla organismer uppbyggda av kolföreningar. De behöver därför kol för att tillväxa. Autotrofa bakterier fångar in kol från luftens koldioxid medan heterotroferna utnyttjar organiska kolföreningar för cellbyggnad.

Tillväxt är energikrävande. Förutom en kolkälla behöver mikroorganismer därför även en energikälla. De flesta använder samma ämne som både kol- och energikälla. Genom att förbränna, oxidera, kolföreningar eller andra ämnen frigör organismerna energi i form av elektroner. En oxidation är alltid kopplad till en reduktion. Antingen reduceras ett ämne från omgivningen, t.ex. syre, och då talar man om respiration, eller också reduceras en del av den delvis oxiderade energikällan. Det kallas för fermentation.

Respiration med syre är en aerob process. Fermentation är en anaerob process. Bakterier kan även respirera med annat än syre. Då talar man om anaerob respiration. Ett exempel på detta är denitrifikation. Denitrifierare kan respirera med nitrat om syret tar slut.

Aktivt slam består av en blandning av många olika mikroorganismer. Blandkulturen uppstår spontant från de organismer som kommer via ledningsnätet till aktivslamprocessen. Endast de som trivs i processen tillväxer. Aktivslam-processen är dynamisk, vilket gör att sammansättningen av arter i slammet och deras aktiviteter ständigt kommer att förändras.

8 Sedimentering

8.1 Mikroorganismer skapar slammets sedimenteringsegenskaper

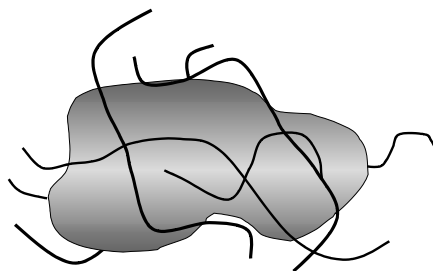
I sedimenteringsbassängen skall slam avskiljas från det biologiskt och kemiskt renade vattnet. Det är aktivslamprocessens mest kritiska steg. Utan en väl fungerande sedimentering spelar det ingen roll om processen i övrigt är aldrig så sofistikerad och effektiv.

Aktivt slam med god sedimenteringsförmåga:

- sedimenterar med hög hastighet.
- upptar en liten volym efter sedimentering, dvs. är kompakt.
- ger en ren klarfas efter sedimentering.
- stiger inte och bildar ett slamtäcke efter sedimentering.

Mikroorganismerna påverkar slammets sedimenteringsegenskaper i både positiv och negativ bemärkelse. God flockbildningsförmåga hos slammets är viktigt för snabb och effektiv sedimentering. Slammets sedimenteringsförmåga beror på hur flockarna ser ut, vilket i stor utsträckning avgörs av sammansättningen av mikroorganismer. Aktivslamprocessen är självreglerande när det gäller flockbildande organismer. Endast de som växer i eller ihop med flockar sedimenterar och återförs till processen med returslammet. Frilevande bakterier försvinner däremot med utgående vatten.

Vissa bakterier producerar olika typer av s.k. *extracellulära polymerer*, som fungerar som klister för att skapa och hålla ihop flockarna. Det finns andra bakterier som växer som långa trådar, s.k. *filament* (se figur 7.1). Filamentbildande bakterier är en normal del av flocken och vid låg förekomst är de av betydelse för flockens struktur där de fungerar som armering, se figur 8.1. Blir filamenten för många skapar det däremot sedimenteringsproblem, se avsnitt 8.2. Kunskapen om hur och varför flockar bildas är ännu bristfällig, men det är flera mekanismer involverade och processen är komplex.



Figur 8.1. Filament i måttlig mängd stabiliserar slamflocken.

8.2 Sedimenteringsproblem

Många sedimenteringsproblem är relaterade till mikroorganismer. Balansen mellan frilevande, slembildande och filamentbildande bakterier är viktig för att få goda slamegenskaper. Om denna balans rubbas kan stora problem uppstå i sedimenteringsbassängen. Sedimenteringsproblem har flera orsaker, men beror i princip på:

- förhöjd tillväxt av filamentbildande mikroorganismer.
- försämrad flockbildning.

I aktivslamprocesser kan man urskilja sex olika typer av sedimenteringsproblem som är relaterade till mikroorganismer. Dessa sammanfattas i tabell 8.1. Det mest vanliga problemet över hela världen är *slamsvällning*. Slamsvällning uppstår antingen när det finns för mycket filamentbildande bakterier eller när det bildas för mycket slem i processen. Det första problemet kallas *filamentös slamsvällning*, medan det andra kallas *viskös slamsvällning*. Vid filamentös slamsvällning har det bildats rikligt med filament som gör att flockarna blir yviga och hakar i varandra varvid sedimenteringen försvåras. Slammet kompakterar dåligt och kan i värsta fall bli en enda stor, porös jätteflock. Filamenten kan också växa inuti flockarna och skapa hålrum där vatten samlas. Även här blir slammet poröst och kompakterar dåligt. Viskös slamsvällning beror på att det bildas för mycket slem och slammet blir då geléartat och sväller likt gelatin.

Ett annat mycket vanligt förekommande problem är *skumning*. Det orsakas oftast av vissa filamentbildande bakterier och flera av dessa är desamma som de orsakar slamsvällning, se tabell 8.2. Skummet lägger sig på ytan av bassängerna och hindrar slammet från att sedimentera. Skummet kan också orsaka stora problem i rötkamrarna då gasledningarna täpps igen av skum. För reningsverkspersonalen är skummet även en hälsorisk då det från skummet avgår aerosoler som innehåller mikroorganismer.

Ibland flyter slam, som redan sedimenterat, upp till ytan. Det händer när spontan denitrifikation uppstår i sedimenteringsbassängen. Denitrifierande bakterier bildar kvävgas när de är aktiva. Gasen lyfter upp slammet och man får bekymmer med *flytslam*. Problemet uppstår när det finns mycket nitrat i inkommande vatten till sedimenteringssteget samtidigt som det finns tillgång till lättomsättbara organiska föreningar för de denitrifierande bakterierna.

Finns det för få filamentbildande bakterier i aktivslamprocessen blir flockarna oftast för små för att kunna sedimentera effektivt. Dessa *mikroflockar* som bildas saknar också struktur och är svaga. Flockarna slås då lätt sönder av till exempel slamskrapor och då slammet pumpas. Flockbildningen kan också utebli helt och mikroorganismerna befinner sig som enskilda, fritt simmande celler i vattnet. Sådan s.k. *dispergerad tillväxt* beror antagligen på för låg produktion av extracellulära polymerer, vilket gör att flockbildningen förhindras.

Tabell 8.1. De vanligaste förekommande sedimenteringsproblemen som relaterar till mikrobiell biomassa i aktivslamprocesser (efter Jenkins m.fl. 1993)

Sedimenteringsproble m	Trolig orsak	Konsekvens
Dispergerad tillväxt	Inga riktiga flockar bildas då mikroorganismerna förekommer som enskilda celler	Utgående vatten är grumligt, dålig sedimentering
Mikroflockar	Små, svaga flockar som lätt slås sönder. Uppstår då BOD i inkommande vatten är låg i förhållande till SS-halten	Utgående vatten är grumligt, lågt SVI
Flytslam	Spontan denitrifikation i sedimenteringsbassängerna vid långa uppehållstider	Slamtäcke i sedimenteringsbassänger
Slamsvällning		
a) Viskös slamsvällning	Stor produktion av extracellulära polymerer. Vanligtvis i reningsverk som behandlar industriellt avloppsvatten med låg halt av fosfor eller kväve	Dålig sedimentering, slam i utgående vatten
b) Filamentös slamsvällning	Hög halt av filamentbildande bakterier som sammanbinder flockar eller skapar flockar med hålrum, t.ex. <i>Microthrix</i>	Högt SVI, och i svåra fall slamflykt, men klar vattenfas
Skumning	Hydrofoba, skumbildande bakterier t.ex. <i>Nocardia</i> och <i>Microthrix</i>	Stabilt skum på ytan av bassänger, slam i utgående vatten, skumning i rötkamrarna, hälsorisk

8.3 Filamentbildande bakterier

Det finns minst 30 olika typer av filamentbildande mikroorganismer som orsakar slamsvällning rapporterade. Av dessa står tio olika typer för 90 % av incidenterna. Endast ett fåtal av de filamentbildande mikroorganismerna har kunnat isoleras och karakteriserats och har därför inte fått namn enligt gällande nomenklatur. Flertalet av de filamentbildande bakterierna som orsakar problem i aktivslamprocesser är namngivna som typer utifrån hur de ser ut snarare än arter eller släkten. Ett exempel är Eikelboom Typ 021N, efter den holländska forskaren Eikelboom, medan andra har fått trivialnamn som "*Microthrix parvicella*" eller "*Nostocoida limicola*".

Vilka typer som dominerar i aktivslamprocessen skiljer sig åt geografiskt. I både Europa och Australien anses "*Microthrix parvicella*" vara den dominerande typen

i anläggningar med slamsvällning, medan den kommer först på sjunde plats i USA. Denna skillnad i populationer mellan olika delar av världen kan bero på skillnader i avloppsvattnets sammansättning och driftsförhållanden.

Tabell 8.2. Exempel på filamentbildande mikroorganismer som orsakar slamsvällning och skumning i aktivslamprocesser

Slamsvällning	Skumning
<i>Sphaerotilus natans</i>	<i>Nocardia</i> eller <i>Nocardia amarae</i> -liknande organismer (NALO)
Eikelboom Typ 1701	<i>Skermania piniformis</i> (<i>Nocardia pinensis</i>)
" <i>Nostocoida limicola</i> " I, II och III	Aktinomyceter
Eikelboom Typ 021N	Eikelboom Typ 021N
" <i>Microthrix parvicella</i> "	" <i>Microthrix parvicella</i> "
Eikelboom Typ 0092	Eikelboom Typ 0092
<i>Thiothrix</i> I och II	

8.4 Faktorer som påverkar förekomst av filamentbildande bakterier

Förr eller senare stöter de flesta reningsverk på sedimenteringsproblem orsakade av filamentbildande bakterier. De filamentbildande bakterierna påverkar sedimenteringsegenskaperna och flockarna på olika sätt beroende på att de har olika egenskaper. Omvänt betyder det att vissa driftsförhållanden gynnar vissa filamentbildande bakterier.

Filament som "*Microthrix parvicella*" och Typ 0092 kan växa i alla zoner och andas både aerobt och anaerobt. De har också förmåga att lagra organiska föreningar inuti cellen, som en matsäck, vilket gör dem mycket konkurrenskraftiga. De gynnas i lågbelastade anläggningar med långa uppehållstider. *Thiothrix* och Typ 021N växer enbart aerobt, men har förmåga att utvinna energi från oorganiska svavelföreningar. De främjas av sulfidbildning. *Sphaerotilus*-liknande filament är också enbart aerober och finns i system med hög halt lättillgängliga organiska föreningar, låg syrehalt och korta uppehållstider. De två sist nämnda grupperna har fördel av låga kväve- eller fosforhalter i biosteget. Att dela in filamentbildarna i grupper beroende på hur deras ämnesomsättning fungerar och i vilka miljöer de trivs kan diskuteras då den baseras på relativt lite data.

8.5 Hur minimeras problemen orsakade av filament?

Problem med skumning är betydligt enklare att se än slamsvällning, särskilt på ett tidigt stadium. Slammets sedimenteringsegenskaper brukar därför normalt övervakas genom att bestämma *slamvolymindex* (SVI) regelbundet. Att mäta SVI på slammet är som att ta sänkan på processen. Slammet tillåts sedimentera i en cylinder under definierade betingelser och SVI beräknas som den sedimenterade slamvolymen dividerad med halten suspenderad substans. Ett slamvolymindex större än 150 ml/g anses vanligen vara kopplat till slamsvällning.

Vid många reningsverk har personalen dessutom börjat mikroskopera slammet regelbundet för att lära sig att bedöma slammets filamenthalt och eventuellt också identifiera vilka typer av filament som förekommer. Det finns idag förenklade manualer för detta, se sammanfattning i tabell 8.3. Mikroskopi är en relativt enkel och billig metod för att skaffa sig information om flockstruktur och filamentsammansättning. Plötsliga eller gradvisa förändringar kan förvarna om eventuella problem.

Tabell 8.3. Subjektiv bedömning av filamentförekomst (efter Jenkins m.fl. 1993)

Skala	Mikroskopicbild
0	Inga filament
1	Filament förekommer, men endast i enstaka flockar
2	Filament är vanliga, men inte i alla flockar
3	Filament förekommer i alla flockar, men de är få (1–5 filament per flock)
4	Filament förekommer medelmåttigt i alla flockar (5–10 filament per flock)
5	Filament förekommer rikligt i alla flockar (>20 filament per flock)
6	Filament förekommer i alla flockar. Filamenten är fler än antalet flockar och/eller finns rikligt i slammets vattenfas

Kunskapen om filamentbildande bakterier och deras svar på kemiska eller fysikaliska styrparametrar är ännu bristfällig. Det går ännu inte att med säkerhet säga att en viss styrstrategi för t.ex. slamsvällning orsakad av "*Microthrix parvicella*" alltid skulle fungera. De vanligaste sätten att försöka hålla nere filamenthalten är att minska slamåldern och att öka eller minska luftningen. Ingen av dessa metoder är generellt tillförlitliga. Det fungerar på vissa reningsverk, men inte på andra. Det kan också vara svårt att minska slamåldern i processer med kväverening, se avsnitt 9.4. Syresatta kontaktzoner fungerar oftast bra för att hålla nere filamenthalten i helt aeroba aktivslamprocesser. Detta fungerar dock inte i processer med kväverening och långa uppehållstider. Varför det är så vet man inte. Tillsats av klor, ozon eller väteperoxid kan ha god effekt. Tyvärr tål inte de nitrifierande bakterierna i kvävereningen så höga klorhalter, som krävs för att förhindra tillväxt av filament.

8.6 Sammanfattning

Sedimenteringen påverkas av flockens karaktär vilken i hög grad beror på sammansättningen av mikroorganismer. Flocken byggs upp dels av bakterier som producerar slem som klistrar ihop flocken och dels av filamentbildande bakterier i lagom halt som bildar armeringen. Om balansen mellan frilevande, slembildande och filamentbildande bakterier rubbas kan det bli problem med sedimenteringen.

I aktivslamprocesser kan man urskilja sex olika typer av sedimenteringsproblem som är relaterade till mikroorganismer. Sedimenteringsproblem har flera orsaker, men beror i princip på förhöjd tillväxt av filamentbildande mikroorganismer eller försämrad flockbildning. De vanligaste problemen över hela världen är slamsvällning och skumning. Dessa problem orsakas i stor utsträckning av filamentbildande bakterier.

Det finns minst 30 olika typer av filamentbildande mikroorganismer som orsakar slamsvällning. Endast ett fåtal av dem har isolerats och karaktäriserats. Majoriteten har därför inte kunnat få ett korrekt namn.

De flesta reningsverk får sedimenteringsproblem orsakade av filamentbildande bakterier någon gång. Vissa driftsförhållanden gynnar vissa filamentbildande bakterier. Slamsvällning brukar övervakas genom att bestämma slamvolymindex. Att regelbundet mikroskopera slammet är en relativt enkel och billig metod för att få information om flockstruktur och filamentsammansättning. Förändringar kan förvarna om eventuella problem.

Kunskapen om filamentbildande bakterier och deras svar på styrparametrar är ännu bristfällig. Det går ännu inte att med säkerhet säga att en viss styrstrategi för att undvika t.ex. slamsvällning alltid skulle fungera. De vanligaste sätten att försöka hålla nere filamenthalten är att minska slamåldern och att öka eller minska luftningen.

9 Kväverening – en del av kvävet kretslopp

9.1 Kväve är ett näringsämne

Kväve, med den kemiska beteckningen N, är ett av de viktigaste näringsämnena för alla levande organismer. Kväve är en nödvändig byggsten i proteiner och arvsmassan. Det är ofta tillgången på kväve som begränsar tillväxten. På åkrarna och i våra trädgårdsland vill vi ha god tillväxt för att få rikliga skördar och därför gödslar vi med kväve. I haven däremot är kvävetillförsel ett problem eftersom det gynnar tillväxt av bl.a. alger.

Ökar havets näringsinnehåll blir det *eutroferat*, övergött. När algerna och alla andra organismer faller till botten bryts de ner av mikroorganismerna. Vid nedbrytning konsumerar mikroorganismerna stora mängder syre, vilket kan leda till syrebrist och ”döda” botten. Övergödning skapar obalans av näringsämnen i havet vilket kan gynna vissa mindre önskvärda mikroorganismer, s.k. blågröna alger. Vid riklig förekomst av dessa talar man om algbloomning. Flera av dessa blågröna alger bildar gifter.

9.2 Kvävet kretslopp

Egentligen finns det ingen brist på kväve eftersom luften till 80 % består av kvävgas (N_2), men det är bara ett fåtal organismer som kan utnyttja kväve i denna form. Dessa specialiserade mikroorganismer kallas *kvävefixerare*. De finns överallt i naturen; i sjöar, i marken och i havet. Att fixera kvävgas och omvandla det till biologiskt bundet kväve är en mycket energikrävande process.

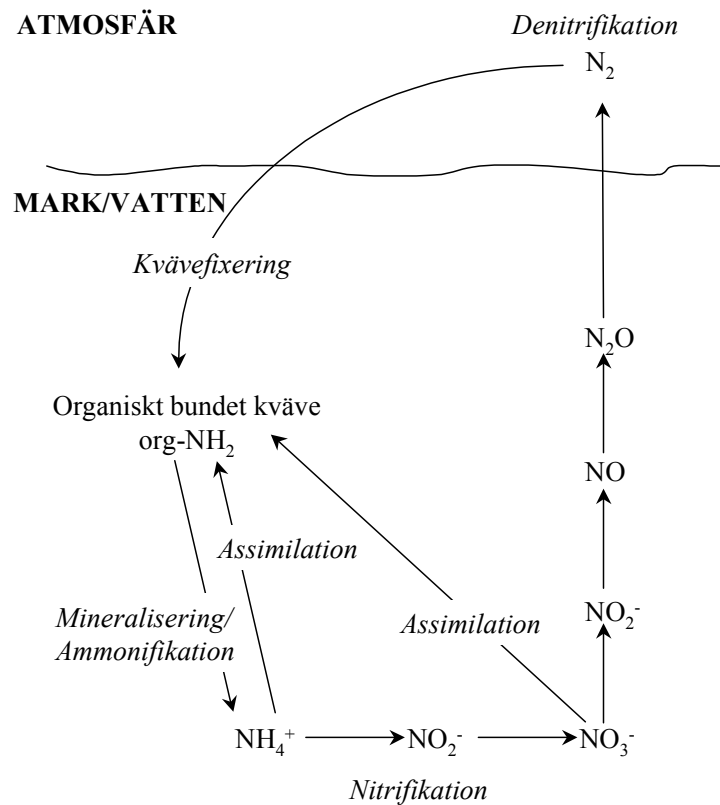
För att tillverka handelsgödsel fixeras kväve från luften på industriell väg. Då används elektrisk energi för att få vätegas och kvävgas att reagera med varandra och bilda ammoniak. Detta kväve ingår i kretsloppet och kommer att omsättas av mikroorganismer.

När kvävefixerarnas celler (och andra organismers celler) bryts ner kommer kvävet som varit bundet i proteiner i biomassan att omvandlas till ammonium (NH_4^+). Denna process kallas *kväve mineralisering* eller *ammonifikation*. Först då kväve finns i ammoniumform kan växter och andra mikroorganismer ta upp kvävet som ett näringsämne. Ammonium kan även bindas kemiskt till lera och organiskt material, t.ex. slampartiklar.

Ammonium kan omvandlas till nitrit (NO_2^-) av *ammoniumoxiderande bakterier* och vidare till nitrat (NO_3^-) av *nitritoxiderande bakterier*. Dessa båda grupper av bakterier kallas för nitrifikatorer och processen benämns *nitrifikation*. Både nitrit och nitrat rör sig fritt i vatten. Nitrat kan också tas upp som ett näringsämne av framför allt bakterier.

Nitrat kommer förr eller senare att omvandlas tillbaka till kvävgas genom ytterligare en mikrobiell process, *denitrifikation*, och då har kvävet fullbordat sitt

kretslopp. Mikroorganismerna, främst bakterierna, står för majoriteten av alla omvandlingar i kvävet kretslopp. De biologiska processerna i kretsloppet illustreras i figur 9.1.



Figur 9.1. Biologiska processer i kvävet kretslopp.

9.3 Biologisk kvävereduktion

Den vanligaste tekniken för att rena avloppsvatten från kväve i en aktivslamprocess är biologisk kvävereduktion. Då försöker vi utnyttja en del av kvävet naturliga kretslopp i reningsverken. En kedja av omvandlingar av kväveföreningar leder till att avloppsvattnet renas från kväve. En viss del av inkommande kväve (10–30 %) återfinns i slammet eftersom bakterier tar upp kväve i cellerna när de tillväxer. Den största delen kommer dock att försvinna ur systemet genom att kväve lämnar processen i form av kvävgas.

Inkommande vatten innehåller kväve främst i ammoniumform, men även en del organiskt bundet kväve. Det organiska materialet i avloppsvatten bryts ner av mikroorganismer, antingen i ledningsnätet eller i aktivslamprocessen, och ammonium frigörs. Den anaeroba nedbrytningen som sköts av de fermenterande bakterierna i ledningsnätet gynnar också kväverening i reningsverken, eftersom det organiska materialet blir mer lättomsättbart.

Nitrifierande bakterier omvandlar sedan ammonium i avloppsvattnet till nitrit och sedan nitrat. Dessa processer sker samtidigt i den luftade delen av aktivslamprocessen. I syrefria delar av processen kan de denitrifierande bakterierna omvandla nitrat till kvävgas om det samtidigt finns tillgång på en energikälla. Kvävgasen avges till atmosfären och kan på nytt fixeras av mikroorganismer i naturen så att kvävet kretslopp sluts.

9.4 Nitrifikation

Nitrifierande bakterier finns överallt i mark och vatten, men sällan i stora antal. De gynnas av miljöer med höga ammoniumhalter, t.ex. avloppsreningsverk eller gödslad åkermark. Förmågan att nitrifiera är unik och finns bara hos några få arter.

Nitrifierare är specialiserade på att utvinna energi från ammonium och nitrit, som är oorganiska föreningar. De flesta andra bakterier får sin energi från organiska föreningar (kolföreningar). Nitrifierare kan enbart andas med syre för att oxidera ammonium och nitrit. Vid för låga syrehalter avstannar aktiviteten.

Nitrifikation är en summa av två processer som sker i följd. De utförs av två olika grupper av bakterier:

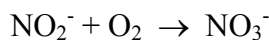
- Ammoniumoxiderande bakterier oxiderar ammonium till nitrit:

ammonium + syre $\rightarrow$ nitrit + vatten + vätejoner



- Nitritoxiderande bakterier oxiderar nitrit till nitrat:

nitrit + syre $\rightarrow$ nitrat



Energin använder nitrifierarna för att bygga upp cellen med kol från luftens koldioxid. De är därmed autotrofer och lever helt på oorganiskt material. Det åtgår mycket energi för att fixera koldioxid så nitrifierare måste kunna oxidera stora mängder ammonium och nitrit för att kunna tillväxa. Endast 2–10 % av den fria energin används för tillväxt. Det är bl.a. detta som gör att de växer långsamt. Generationstiden för nitrifierare varierar från 8 timmar till flera dygn. Den långsamma tillväxten gör att slammets uppehållstid måste vara tämligen lång i en aktivslamprocess för att nitrifikation skall erhållas.

Nitrifikation är en pH-sänkande (försurande) process. När ammonium oxideras bildas vätejoner. Om miljön där nitrifierare är aktiva har dålig buffringsförmåga (låg *alkalinitet*) kommer pH att minska. På sikt slår det ut nitrifikationen eftersom den hämmas av lågt pH. Vattnets alkalinitet är viktig för en stabil nitrifikation. Nitrifierare trivs bäst vid pH 7, dvs. i neutrala miljöer. Det är också negativt ur miljösynpunkt att släppa ut försurat vatten i vattendrag och sjöar.

9.5 Denitrifikation

Förmågan att denitrifiera finns så gott som endast hos bakterier, men är däremot vitt spridd över många bakteriesläkten. Nästan det enda som är gemensamt mellan dem är just förmågan att denitrifiera. Denitrifikation är en andningsprocess som omvandlar nitrat till kvävgas i flera komplicerade steg inom en och samma bakteriecell:

- nitrat $\rightarrow$ nitrit $\rightarrow$ kväveoxid $\rightarrow$ lustgas $\rightarrow$ kvävgas
 $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$

Denitrifierande bakterier kan andas med nitrat, men de andas helst med syre om det finns tillgängligt. Genom att andas med syre kan de utvinna maximalt med energi från den energikälla de utnyttjar. Om miljön blir syrefattig kan de ställa om sig och andas med nitrat istället. Nitratrespiration är alltså en alternativ väg som bakterien enbart nyttjar när syrehalten är för låg för respiration med syre. Vid respiration med nitrat blir energivinsten något mindre än när syre används.

Alla denitrifierare är heterotrofa dvs. tar kol från organiska föreningar. Nästan alla denitrifierande bakterier använder dessutom organiskt material även som energikälla. De gynnas speciellt av enkla, lättomsättbara kolföreningar. Eftersom de är generellt snabbväxande bakterier kan de syrefria volymerna i en aktivslamprocess vara relativt små.

Denitrifierande bakterier återfinns i de flesta miljöer, men främst i mark, sediment, sjöar, hav och aktivt slam. Mellan 1–15 % av alla bakterier i dessa miljöer anses vara denitrifierare. De förekommer också i eller på växter, djur och människor. I aktivt slam finns det flera olika sorters denitrifierande bakterier.

Denitrifikation höjer pH i omgivningen eftersom det åtgår vätejoner. I reningsverk med biologisk kvävereduktion kommer pH-höjningen från denitrifikationen till viss del kompensera för den pH-sänkande nitrifikationen. Utgående vatten blir då inte fullt lika surt som från processer med enbart nitrifikation.

9.6 Sammanfattning

Kväve är ett viktigt näringsämne. Kväve finns i obegränsad mängd i form av kvävgas i luften. Kvävet i kvävgasen fixeras av specialiserade bakterier och blir på så sätt tillgängligt för alla andra levande organismer. Kvävet omvandlas sedan av olika mikroorganismer för att slutligen återföras till luften som kvävgas.

En del av de biologiska processerna i kvävet kretslopp försöker man stimulera i reningsverk för att avskilja kväve från avloppsvatten. I reningsverk med nitrifikation och denitrifikation omvandlas kvävet i vattnet från ammonium till kvävgas, som avgår till luften.

Nitrifikation är en summa av två processer som utförs av två olika grupper av bakterier. De utvinner energi genom att oxidera ammonium till nitrit och nitrit till nitrat. De respirerar med syre och är strikt aeroba. Nitrifierare är autotrofer. Det är

bl.a. annat därför de växer långsamt. Att fixera kol från luftens koldioxid är energikrävande och endast en liten del av den utvunna energin kommer att kunna användas för tillväxt. Nitrifierare finns framför allt i mark- och vattenmiljöer.

Nitrat omvandlas (reduceras) till kvävgas av denitrifierande bakterier. Dessa bakterier andas normalt med syre men kan koppla om till anaerob respiration med nitrat om syret tar slut. Det finns ett stort antal olika denitrifierande bakterier och de förekommer i de flesta miljöer. Denitrifierare är heterotrofa och de flesta använder organiskt material även som energikälla. De gynnas av enkla, lättomsättbara organiska föreningar och växer snabbt.

10 Aktivslamprocesser med biologisk kväverening

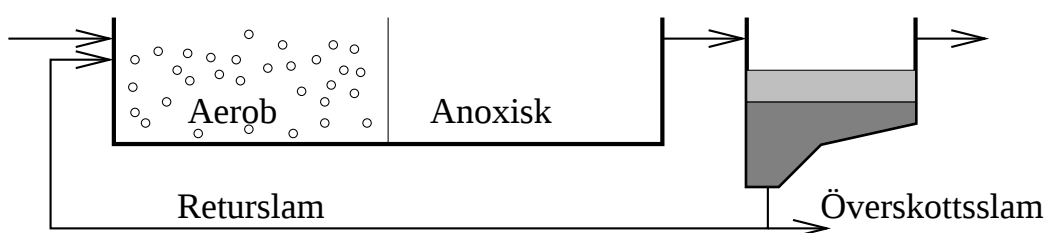
Det finns flera olika processlösningar för att åstadkomma biologisk kväverening i en aktivslamprocess. De har alla sina för- och nackdelar. Gemensamt för de olika alternativen är att de delar aktivslamprocessen i en aerob, luftad del och en *anoxisk*, oluftad del. På detta sätt gynnar man både nitrifikationen och denitrifikationen. Nitrifierande bakterier kräver syre för att nitrifiera medan denitrifikationen hämmas av syre (se avsnitt 9.4 och 9.5). I den anoxiska delen måste det finnas omrörare för att hålla slammet i suspension.

Valet av processlösning beror på kvaliteten på inkommande vatten och önskad reningsgrad. Det finns två huvudtyper av lösningar för kväverening: *efterdenitrifikation* och *fördenitrifikation*. De båda processerna i renodlad form förklaras närmare i avsnitt 10.1 respektive 10.2. De kan sedan kombineras på olika sätt allt efter behov.

I försök har reaktorer drivits med biologisk kväveavskiljning där nitrifikation och denitrifikation pågår simultant. I den s.k. *Anammox-processen* nitrifierar ammoniumoxiderare anaerozt och omvandlar ammonium direkt till kvävgas. I framtiden kanske det kommer att finnas fler sätt att införliva kväveavskiljning i avloppsreningsverk än vad som beskrivs i det här kapitlet.

10.1 Efterdenitrifikation

I en efterdenitrifikationsprocess läggs den anoxiska delen efter den luftade som i figur 10.1. I den luftade delen oxideras ammonium till nitrat av nitrifierarna och nitratet omvandlas sedan i den anoxiska delen till kvävgas av denitrifierarna.



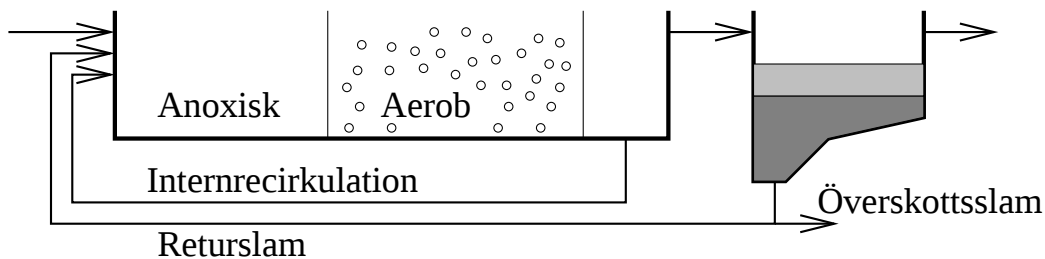
Figur 10.1. Aktivslamprocess med efterdenitrifikation för biologisk kväveavskiljning.

I den luftade delen bryts även organiskt material snabbt ner vilket gör att det är ont om lättomsättbara energikällor i den anoxiska delen. Denitrifikation fungerar inte utan en energikälla. I en process med efterdenitrifikation måste därför en extern eller intern energikälla tillsättas. Utan tillsats av en energikälla skulle det fordras orimligt lång uppehållstid. Energekällan brukar benämnas *kolkälla*. Den externa "kolkälla" är dock i första hand en energikälla för de denitrifierarna och endast i andra hand en kolkälla i egentlig bemärkelse (se avsnitt 7.2 och 7.3).

En efterdenitrifikationsprocess är att föredra om inkommande vatten har lågt COD innehåll i jämförelse med kväveinnehållet. Det går att uppnå 100 % kväveavskiljning och processen är relativt enkel att optimera och kontrollera. Dosering av extern kolkälla kommer dock att behöva regleras, vilket beskrivs i avsnitt 13.2.

10.2 Fördenitrifikation

I en fördenitrifikationsprocess lägger man den anoxiska delen i det biologiska steget före den luftade delen, se figur 10.2. Det betyder att omvandlingen av nitrat till kvävgas sker i början av det biologiska steget. Detta kräver oftast att det nitratrika vattnet från den luftade delen recirkuleras till den anoxiska zonen. Ibland räcker det dock med mängden nitrat som kommer med returslammet. En s.k. *deoxzon* kan med fördel placeras i slutet av reaktorn för att förhindra syrerikt vatten att komma in i den anoxiska zonen. Syre förhindrar en effektiv denitrifikation eftersom de denitrifierande bakterierna hellre andas med syre än med nitrat om de får chansen.



Figur 10.2. Aktivslamprocess med fördenitrifikation för biologisk kväveavskiljning.

Den stora fördelen med den här processlösningen är att den energikälla som finns naturligt i inkommande avloppsvatten kan utnyttjas för denitrifikation. Man slipper tillsätta en extern kolkälla. Innehållet av COD i inkommande vatten måste vara tillräckligt högt och bestå av en stor andel lättomsättbara substanser för att denitrifikationen (omvandlingen av nitrat till kvävgas) skall vara effektiv. En hög halt av enkla, organiska syror som bildats i ledningsnätet av fermenterande bakterier gynnar denitrifierarnas aktivitet. Ibland kan även processer med fördenitrifikation behöva en extern kolkälla. Det förklaras närmare i kapitel 13.

En nackdel med fördenitrifikationsprocessen är att den oftast kräver internrecirkulation. Allt vatten kan ju inte återföras till den anoxiska delen varför reningsgraden kommer att bero på recirkulationsgraden. Är den interna recirkulationen låg, blir kväveavskiljningen också låg. Ett ökat recirkulationsflöde kan minska utgående halt av nitrat under förutsättning att allt nitrat hinner med att denitrifieras i anoxzonen. Om inte denitrifikationen är fullständig lönar det sig inte att öka recirkulationsflödet. Energiförbrukningen ökar utan att kväveavskiljningen minskar.

Ett alltför högt recirkulationsflöde kan dock medföra att syrehalten blir för hög i denitrifikationssteget. Det hämmar denitrifikationen. Kvävereningsgraden i en process med fördenitrifikation brukar vara 50–80 %.

En fördenitrifikationsprocess kan vara svårare att styra och optimera än en process med efterdenitrifikation. Dels måste den interna recirkulationen styras och dels kommer den fluktuerande COD halten att påverka denitrifikationshastigheten. Det finns helt enkelt fler faktorer att ta hänsyn till (se vidare kapitel 12 och 13).

10.3 Några praktiska aspekter

När reningsverk skall införa biologisk kvävereduktion har volymbehovet för nitrifikationen ofta styrt processutformningen. Nitrifierande bakterier har en lägre tillväxthastighet jämfört med de bakterier som bryter ner organiskt material i en aktivslamprocess. Slamåldern är den mest kritiska faktorn för att de nitrifierande bakterierna över huvud taget skall finnas i slammet och den får inte underskrida bakteriernas tillväxthastighet. Tillväxthastigheten hos ammoniumoxiderare är lägre än hos nitritoxiderarna, vilket gör att slamåldern måste anpassas till de ammoniumoxiderande bakterierna i slammet för att undvika utspolning av dessa bakterier. Även vattnets aeroba uppehållstid och nitrifikationshastigheten påverkar nitrifikationsgraden och styr dimensioneringen. Nitrifikationshastigheten är beroende av ett antal miljöfaktorer:

- Syrehalt
- Temperatur
- pH/alkalinitet
- Hämmande ämnen

Av alla dessa faktorer är det främst syrehalten vi kan kontrollera (se vidare kapitel 12). Negativa konsekvenser av de övriga faktorerna kan dock lindras med bra driftsstrategier. Alla reningsverk bör utarbeta strategier för att möta höga flöden och låga temperaturer. Det är viktigt att kunna följa de centrala parametrarna kontinuerligt. Då kan åtgärder i driften sättas in i tid.

Flera svenska reningsverk har rapporterat hämning av nitrifikationen. Nitrifierande bakterier växer normalt mer långsamt i reningsverk än i andra miljöer. Det beror antagligen både på förekomst av hämmande ämnen och på för låga syrehalter. Vid hämning syns det tydligt att ammoniumhalten i utgående vatten hastigt ökar. I många fall går det inte att avgöra vad som hämmat processen. Det rör sig antagligen om förgiftning. I enstaka fall har man kunnat härleda hämning till höga halter av vissa metaller, t.ex. zink eller krom. Även cyanid har vållat problem på vissa verk. Det aktiva slammet kan ofta hämta sig snabbt när halten av det hämmande ämnet sjunker. Om nitrifikationen har slagits ut kan man ympa ”friskt” slam från en annan del av verket eller ett annat reningsverk.

Att optimera denitrifikationsprocessen blir intressant först då nitrifikationen fungerar. Denitrifikationsgraden beror på uppehållstiden i den anoxiska zonen och denitrifikationshastigheten. Precis som nitrifikationen styrs även denitrifikationshastigheten av flera miljöfaktorer:

- Syrehalt
- Kolkoncentration i kolkällan
- Kololets tillgänglighet
- Val av extern kolkälla
- Temperatur
- Nitrathalt

Det stora problemet i både för- och efterdenitrifikationsprocesser är höga syrehalter i inkommande och recirkulerat vatten (se vidare kapitel 12). Även låga syrehalter sänker denitrifikationshastigheten avsevärt. Nitrathalten är sällan en begränsande faktor om recirkulationsgraden kan hållas tillräckligt hög.

Kolbrist i inkommande vatten påverkar denitrifikationen (se vidare kapitel 13). Val av förbehandling av avloppsvattnet är en avgörande faktor i anläggningar med fördenitrifikation. Förfällning sänker kvävereduktionen eftersom en del lättillgängligt kol försvinner. Obehandlat eller försedimenterat avloppsvatten ökar dock slamproduktionen i biosteget.

Många reningsverk har sett att denitrifikationshastigheten är temperaturberoende. Eftersom även nitrifikation är det kan det vara svårt att öka denitrifikationszonen temporärt om det måste ske på nitrifikationsvolymens bekostnad.

10.4 Sammanfattning

Biologisk kväveavskiljning kräver att aktivslamprocessen gynnar både nitrifierande bakterier och denitrifierande bakterier. I praktiken innebär det att det finns en luftad del för nitrifikation och en oluftad del för denitrifikation. Nitrifikation är oxidation av ammonium till nitrat i aerob (syrerik) miljö. Denitrifikation är omvandling (reduktion) av nitrat till kvävgas, vilket enbart kan ske under anaeroba (syrefria) förhållanden i närvaro av en kol- och energikälla.

Det finns två huvudtyper av lösningar för kväverening:

- I en efterdenitrifikationsprocess läggs den anoxiska delen efter den luftade. En extern energikälla (kolkälla) måste tillsättas för att erhålla denitrifikation. Det går att uppnå 100 % kväveavskiljning och processen är relativt enkel att optimera och kontrollera.
- I en fördenitrifikationsprocess lägger man den anoxiska delen i det biologiska steget före den luftade delen. En fördel är att den energikälla som finns i

inkommande avloppsvatten kan utnyttjas för denitrifikation. Nackdelen är att processen kräver intern recirkulation av nitrathaltigt vatten från den luftade delen. Processen kan bli mer svårstyrd och kvävereningsgraden är som bäst ca 80 %.

Det är önskvärt med snabba processer för att slippa långa uppehållstider och därmed stora volymer. De nitrifierande bakterierna är dock långsamväxande i jämförelse med de övriga bakterierna i aktivslamprocessen och slamåldern måste anpassas till detta. I praktiken blir därför slamåldern högre i en kvävereningsprocess än i en aktivslamprocess utan nitrifikation. Både nitrifikations- och denitrifikationshastigheten styrs främst av syrehalten. En viktig faktor för en snabb denitrifikation är också mängden lättillgängligt kol.

11 Aktivslamprocesser med biologisk fosforrening

11.1 Fosfor är ett näringsämne

Avloppsvatten innehåller höga halter av fosfor (kemisk beteckning P). Eftersom fosfor är ett näringsämne vill man begränsa utsläppen till sjöar och vattendrag. Fosfor bidrar till övergödning av framför allt inlandsvatten (se också kapitel 9), men fosfor är också en ändlig resurs. Vid reningsverken har man möjligheter att avskilja fosfor och skulle också kunna koncentrera den så att fosfor lättare kan återföras till jordbruksmarken.

11.2 Varför biologisk fosforrening?

Kemisk fällning används vanligtvis för att avskilja fosfor från avloppsvatten. Med kemisk fällning kan man uppnå en nära nog hundra procentig fosforavskiljning. Trots de goda resultaten med kemisk fällning kan biologisk fosforrening (*bio-P*) vara ett alternativ. Det främsta skälet för att övergå till biologisk fosforrening är att minska användningen av fällningskemikalier.

Förbrukning av fällningskemikalier är en stor kostnad för reningsverken. Vid kemisk fällning av fosfor ökar dessutom slamproduktionen. Fällningskemikalierna i sig gör också att mängden tungmetaller blir större i slammet. Vid förfällning minskar halten organiskt material som går in i det biologiska steget, vilket påverkar denitrifikationen i kvävereningen negativt. En annan negativ effekt är den pH-sänkning som inträffar när fällningskemikalien tillsätts i avloppsvattnet. Det kan bli ett problem i områden där vattnet har dålig buffringsförmåga.

11.3 Så fungerar biologisk fosforrening

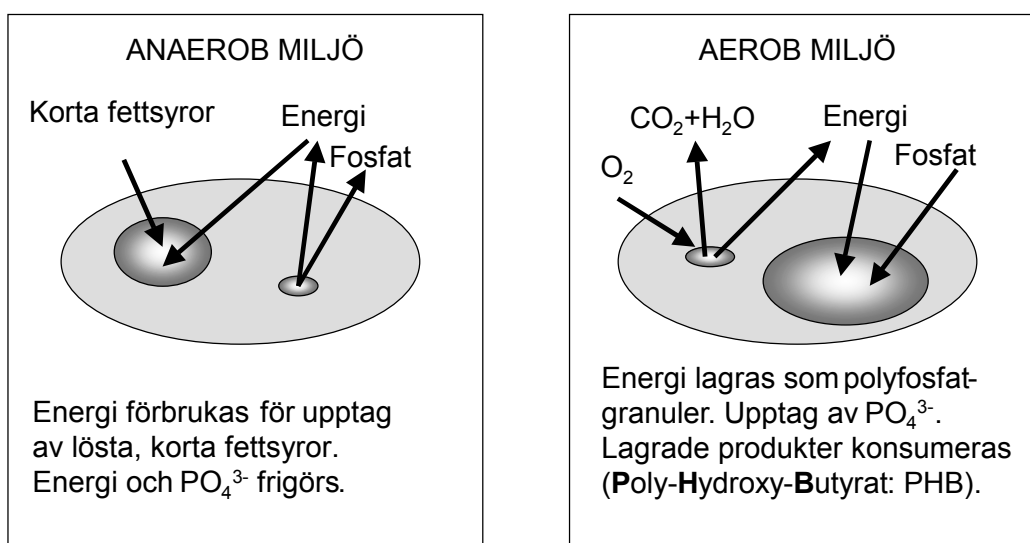
Alla växande bakterier tar upp fosfor, eftersom det är ett näringsämne. Det betyder att tillväxten av bakterier i en aktivslamprocess gör att fosforhalten i vattnet minskar samtidigt som den ökar i slammet. Drygt 30 % av inkommande fosfor avskiljs genom mikrobiell tillväxt. Det finns bakterier med en speciell egenskap som gör att de kan ta upp betydligt mer fosfor än vad som krävs för tillväxt. De brukar kallas *poly-P ackumulerande bakterier* eller *bio-P bakterier* och deras aktivitet är kärnan i processer med biologisk fosforreduktion.

Principerna för bio-P klargjordes för mer än 15 år sedan och de biokemiska modeller som finns idag baseras på antagandet att alla nödvändiga reaktioner i en biologisk fosforreningsprocess sker i bio-P bakteriernas celler, se figur 11.1. För att fosforeringen skall ske krävs det att bakterierna först vistas i en anaerob miljö och sedan i en aerob miljö.

I det anaeroba steget tar bio-P bakterierna upp korta, flyktiga fettsyror (*Volatile Fatty Acids: VFA*), till exempel ättiksyra, och omvandlar dessa till *lagringsprodukter* inuti cellen. Lagringsprodukten är någon typ av *poly-hydroxy-*

alkanoat (PHA), t.ex. *poly-hydroxy-butyrat (PHB)*. För att frigöra energi spjälkas samtidigt fosfor från *poly-fosfatgranuler*, dvs. långa fosfatkedjor som bildar granuler i bakteriecellen. När en fosfatbindning bryts blir den bundna energin tillgänglig för bakterien. Fosfatjoner släpps då ut i vattnet. Konsekvensen blir att fosforhalten ökar i vattnet. Principen illustreras i figur 11.1.

När bakterierna sedan kommer till en aerob miljö kan de börja omsätta den lagrade energin och samtidigt använda sig av andra organiska energikällor som finns tillgängliga i vattnet, se figur 11.1. Energin från oxidationen av organiskt material används för tillväxt, men också till att ta upp fosfor från vattnet. Bakterierna tar upp mer fosfor än vad som frigörs i det anaeroba steget och fosfor bindes på detta vis till slammet.



Figur 11.1. Processer i bakteriecellen i en aktivslamprocess med anaeroba och aeroba zoner för biologisk fosforrening.

Mindre detaljer i de biokemiska modellerna kan komma att revideras eftersom de inte har kunnat bekräftas med studier på renkulturer. Det beror på att organismerna som är inblandade i bio-P än så länge inte är helt identifierade.

11.4 Mikroorganismerna i biologisk fosforrening

I litteraturen dyker ofta släktet *Acinetobacter* upp när bio-P bakterierna skall beskrivas, men modern forskning har visat att *Acinetobacter* inte är så framträdande i bio-P processer som man ansåg tidigare. Ingen speciell grupp av bakterier har kunnat pekas ut som ansvarig för biologisk fosforrening. Eventuellt kan *Rhodocyclus*-liknande bakterier vara viktiga, men än så länge är data inte tillräckliga för att anta att det skulle gälla för alla bio-P anläggningar. Flera forskningsresultat ger stöd åt teorin att vilka bio-P bakterier som är aktiva i en viss process beror på processutformning.

11.5 Faktorer som styr biologisk fosforrening

För att uppnå biologisk fosforrening krävs tillgång till en lättomsättbar organisk energikälla, närvaro av bio-P bakterier och en bra processutformning. De två viktigaste faktorerna för en lyckad bio-P process är:

- hög koncentration av korta, flyktiga fettsyror (VFA).
- en anaerob miljö, fri från både syre och nitrat.

Avloppsvattnets sammansättning har en stor inverkan på bio-P processen. Belastningen av VFA bör vara ganska konstant. Tillfälligt låga halter leder till minskad lagring av PHA i cellerna, vilket i sin tur reducerar upptaget av fosfat i det efterföljande aeroba steget. Alla fettsyror är inte lika effektiva för biologisk fosforrening. Flera studier har visat att ättiksyra och iso-formen av valeriansyra ger högsta kvoten mellan fosforsläpp och åtgång av kolkälla under den anaeroba fasen. Fosfatupptaget i den aeroba miljön är i sin tur relaterat till storleken av fosforsläppet.

För att bio-P bakterierna skall bilda lagringsprodukter är det nödvändigt att de vistas i en fullständigt anaerob miljö – fri från både syre och nitrat. Om syre och/eller nitrat finns närvarande uppstår en konkurrenssituation och de aeroba heterotrofa och de denitrifierande bakterierna kommer att oxidera fettsyror på bio-P bakteriernas bekostnad. Höga syre- och nitrathalter kan också hindra de fermentationsprocesser som pågår i det anaeroba steget och bildar VFA. Finns nitrat närvarande kan fosfatjoner även tas upp istället för att avges i det anaeroba steget varmed bio-P bakterierna inte kan bygga upp några lagringsprodukter.

Mängden bio-P bakterier i processen missgynnas av en mycket hög slamålder. Detta skulle kunna vara en konflikt i vissa anläggningar med kväverening, som drivs med hög slamåldrar.

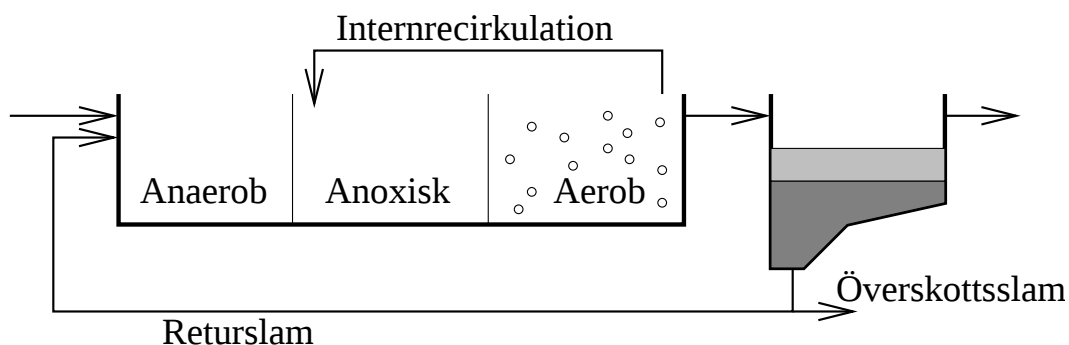
11.6 Processlösningar för biologisk fosforrening

Alla processlösningar kan modifieras för biologisk fosforrening genom att låta en anaerob reaktor ingå. De olika stegen i en bio-P anläggning kan separeras i tid eller rum. Det vanligaste i fullskaleanläggningar är att dela in en aktivslamprocess i olika steg. Ett exempel på en relativt enkel processlösning där även biologisk kväverening ingår visas i figur 11.2. På reningsverk utan krav på kväveavskiljning kan bio-P uppnås med en betydligt enklare processlösning.

Val av processlösning påverkar även andra processer än bio-P och det är viktigt att inte glömma bort helhetsperspektivet. Eventuellt skall både BOD- och kvävereduktion ingå parallellt med fosforreningen och det kan bli nödvändigt att kompromissa.

Det är en fördel att placera den anaeroba reaktorn först eftersom halten av VFA är högst i inkommande vatten. Detta minskar förstås mängden lättillgänglig energi för de denitrifierande bakterierna i de fall att det anaeroba steget ligger innan en fördenitrifikationsprocess. I en sådan process är det viktigt att tillgodose att nitrat

inte kommer in i den anaeroba reaktorn och försämrar upptaget av PHA (se avsnitt 11.5). Returslamflödet kan också bidra med nitrat i det anaeroba steget. Detta kan förhindras med att t.ex. låta returslamflödet gå till denitrifikationssteget istället, samtidigt som ytterligare ett internt flöde finns från slutet av denitrifikationssteget till det anaeroba steget. Den här lösningen kallas *UCT-process* (University of Cape Town) och den är den vanligaste lösningen i Sverige för kombinerad kväve- och fosforrening.



Figur 11.2. Exempel på en aktivslamprocess utformad för biologisk kväve- och fosforrening. En anaerob zon är placerad framför en fördenitrifikationsprocess.

Om inte mängden VFA i inkommande vatten räcker till, kan processen utökas med hydrolys av primär- eller returslam. På så vis tillgodoser man behovet av VFA genom att utnyttja de interna kolkällorna i anläggningen. Ett enkelt sätt att gynna hydrolys och fermentation är att öka den anaeroba uppehållstiden. En annan variant är att använda försedimenteringsbassänger som kombinerade sedimenterings- och hydrolyssteg. Separata hydrolyssteg kan även anläggas för att hydrolysera både primär- och returslam. Fördelen med separata steg istället för integrerade är att de är både mer flexibla och enklare att kontrollera.

I sedimenteringsbassängerna pågår också biologiska processer. Miljön för mikroorganismerna blir snabbt anaerob i sedimenteringen. Det kan leda till både hydrolys och fermentation liksom fosfatläpp från bakterier. Det är väsentligt att beakta dessa processer i en bio-P anläggning. I värsta fall kommer fosforhalten i utgående vatten periodvis att vara högre än i inkommande vatten.

11.7 Biologisk fosforrening i Sverige

I vissa länder, t.ex. Sydafrika, är det mer vanligt att ha bio-P-rening än att inte ha det. Det är få av de större svenska reningsverken som drivs med bio-P idag. Den främsta anledningen till det är tveksamheter angående pålitligheten i processen. Det är onekligen svårare att styra en anläggning med ytterligare en biologisk process än att fälla fosfor kemiskt. Det finns också en lång tradition i Sverige med kemisk fällning.

Att enbart förlita sig på biologisk fosforrening är ovanligt, men det finns ett antal mindre reningsverk som kombinerar det med kemisk fällning. Det vanligaste är att efterfälla fosfor för att ta bort den delen som inte bio-P processen klarade.

Öresundsverket i Helsingborg byggdes från början för bio-P, men flera verk som idag inte drivs med bio-P har de fysiska förutsättningarna. Många kommuner valde att vara förutseende då reningsverken byggdes om för kväverening och inkluderade möjligheten för bio-P.

11.8 Sammanfattning

Avloppsvatten innehåller höga halter av näringsämnet fosfor, som bidrar till övergödning av inlandsvatten. I Sverige avskiljs fosfor oftast med kemisk fällning. Det främsta skälet för att övergå till biologisk fosforrening är att minska användningen av fällningskemikalier, som är en stor kostnad för reningsverken. Att fälla ut fosfor kemiskt har flera nackdelar, t.ex. så ökar slamproduktionen och mängden tungmetaller i slammet blir större.

Det finns bakterier med en speciell egenskap som gör att de kan ta upp betydligt mer fosfor än vad som krävs för tillväxt. De brukar kallas *poly-P ackumulerande bakterier* eller *bio-P bakterier*. Ingen speciell grupp av bakterier har kunnat pekas ut som ansvarig för biologisk fosforrening.

För att fosforreningen skall ske krävs det att bakterierna först vistas i en anaerob miljö och sedan i en aerob miljö. I det anaeroba steget tar bio-P bakterierna upp VFA och omvandlar dessa till lagringsprodukter med hjälp av den energi som frigörs när fosfatjoner spjälkas från polyfosfater i cellen. När bakterierna sedan kommer till en aerob miljö kan de omsätta den lagrade energin. Den används till att ta upp fosfor från vattnet. Bakterierna tar upp mer fosfor än vad som frigörs i det anaeroba steget och fosfor binds på detta vis till slammet.

Alla processlösningar kan modifieras för bio-P genom att låta en anaerob reaktor ingå. De tre viktigaste faktorerna för en lyckad bio-P process är hög koncentration av VFA, låg slamålder och en anaerob miljö, fri från både syre och nitrat. Belastningen av VFA bör vara konstant. Tillfälligt låga halter leder till minskad inlagring av fettsyror, vilket i sin tur reducerar fosfatupptaget. Det är nödvändigt att förhindra att syre och/eller nitrat finns närvarande i det anaeroba steget då andra bakterier kommer att oxidera fettsyrorna på bio-P bakteriernas bekostnad.

Om inte mängden VFA i inkommande vatten räcker till, kan processen utökas med hydrolys av primär- eller returslam. En variant är att använda försedimenteringsbassänger som kombinerade sedimenterings- och hydrolyssteg. I sedimenteringsbassängerna efter de luftade bassängerna pågår också biologiska processer. Den anaeroba miljön i sedimenteringen kan leda till både hydrolys och fermentation liksom fosfatläpp från bakterier. Det är väsentligt att beakta dessa processer i en bio-P anläggning.

Det är få av de större svenska reningsverken som drivs med bio-P idag. Många kommuner valde dock att vara förutseende då reningsverken byggdes om för kväverening och inkluderade möjligheten för bio-P.

12 Reglering av syrehalt i en aktivslamprocess

Reglering av syrehalten i luftningsbassängen i ett reningsverk är ett reglerproblem som rönt stort intresse och en mängd strategier finns föreslagna. Anledningen till detta är framför allt:

- Effektiviteten i reningen hämmas kraftigt om vattnet har för låg syrehalt. Även en för hög syrehalt kan ge försämringar t.ex. om vatten med hög syrehalt recirkuleras till en anoxisk zon.
- Energiförbrukningen för luftning är en stor post i den sammanlagda energiförbrukningen vid ett reningsverk. Energiförbrukningen har visat sig kunna minska åtskilligt (storleksordningen 10–20 %) när automatisk reglering införts.
- Billiga och förhållandevis pålitliga syregivare har länge funnits att tillgå.

12.1 Syrehalten påverkar mikroorganismernas aktivitet

Syrehalten i bakteriens omgivning är en av de mest avgörande faktorerna för cellens aktivitet. Syre är en miljöparameter som paradoxalt nog antingen är nödvändig för organismerna eller *toxisk* (giftig). Egentligen är syre, eller snarare de produkter som bildas under andningen med syre, mycket giftiga för alla levande organismer, inklusive oss människor. Organismer som behöver syre för att överleva har utvecklat ett antal mekanismer för att neutralisera dessa giftiga produkter. Mikroorganismers förhållande till syre sammanfattas i tabell 12.1.

Tabell 12.1. Termer som beskriver mikroorganismers förhållande till syre

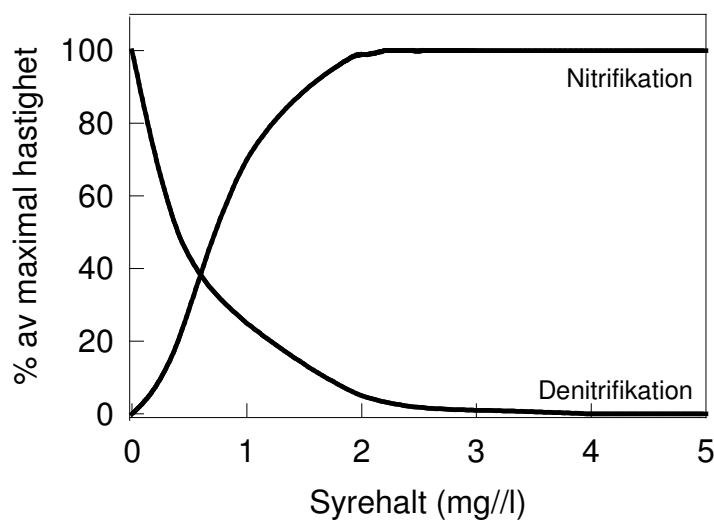
Grupp	Effekt av syre
Aerober:	
Obligat	Nödvändigt
Fakultativ	Ej nödvändigt, men växer bättre med syre
Mikroaerofil	Nödvändigt, men i lägre halt än vad som finns i luften
Anaerober:	
Aerotolerant	Ej nödvändigt, tillväxt gynnas inte av syre
Obligat (strikt)	Skadligt eller dödligt

Flertalet bakterier kräver syre för att existera. Dessa är *aerober*. De mikroorganismer som står för majoriteten av nedbrytningen av organiskt material i en

aktivslamprocess är aeroba bakterier. Vid tillräckligt hög syrehalt kan det organiska materialet oxideras fullständigt till koldioxid, om uppehållstiden i bassängen medger det. Nitrifierande bakterier är ett exempel på *obligata aerobes*, dvs. de måste ha syre för att nitrifiera. Syrehalten i en nitrifikationszon är därför helt avgörande för att processen skall fungera, vilket illustreras i figur 12.1.

Bakterier kan också vara *anaerobes* och lever då helt utan syre. *Aerotoleranta* bakterier tål syre men kan inte utnyttja det. Andra anaerobes är så känsliga för syre att de skadas allvarligt eller dör i närvaro av syre. Metanbakterierna i rötkammaren är *obligata (strikt) anaerobes* och dör om de kommer i kontakt med syre.

Vissa bakterier kan vara aktiva både i syrerik och syrefattig miljö. De föredrar syre och kallas därför för *fakultativa aerobes*. Ett exempel på det är de denitrifierande bakterierna (se avsnitt 9.5). De andas helst med syre, men om syret tar slut kan de övergå till att andas med nitrat, dvs. de denitrifierar. Då omvandlas nitrat till harmlös kvävgas. Detta betyder att det är förödande att ha en hög syrehalt i en zon där man önskar denitrifikation, se figur 12.1.



Figur 12.1. Syrehalten påverkar många mikrobiella aktiviteter. Nitrifikation kräver syre för att fungera medan denitrifikation gynnas i syrefria miljöer, förutsatt att övriga miljöbetingelser är tillgodosedda. Figuren ger ett exempel på hur det kan se ut.

12.2 Syrehalten varierar

Bakterier som lever i en aktivslamanläggning av enkelslamstyp kommer ständigt att utsättas för varierande syrehalt. Syrehalten i slammet fluktuerar med belastningen och hur bra regleringen av luftarna är. I en slamflock kan syrehalten vara hög på ytan men låg inuti. Det betyder att det finns många *mikromiljöer* i en till synes homogen slamsuspension. Flera processer med olika syrekrav kan därför pågå samtidigt.

Mikroorganismer reglerar hela tiden sin aktivitet för att möta variationer i syrehalten. Om bakteriernas reglering inte är i fas med processutformningen och uppehållstiden kommer bakterierna inte att jobba optimalt. När bakteriernas kapacitet inte nyttjas har vi inte lyckats optimera aktivslamprocessen.

12.3 Kväveoxider kan bildas

Både ammoniumoxiderande bakterier och denitrifierande bakterier kan producera både lustgas (N_2O) och kvävemoxid (NO) under ogynnsamma betingelser. Dessa gaser har flera negativa effekter på miljön. För det första bidrar lustgas till växthuseffekten (ökningen av jordens medeltemperatur) precis som koldioxid. Lustgas är mycket långlivad i atmosfären och har en uppehållstid på ca 150 år. En liten mängd lustgas kan vara väl så allvarlig som en större mängd koldioxid, eftersom lustgas är närmare 300 gånger effektivare än koldioxid som växthusgas. För det andra bryter lustgas ner ozonskiktet, som skyddar jorden från UV-strålning. Den tredje miljöeffekten kommer från kvävemoxid som oxideras i luften och bildar salpetersyra. Salpetersyra är främst försurande, men också gödande för sjö och mark. Slutligen så kan kvävemoxid också reagera med kolväten i luften och bilda fotokemisk smog där bland annat ozon ingår, som är hälsofarligt och orsakar omfattande växtskador.

Endast ett fåtal undersökningar av lustgas- och kvävemoxidemissioner från aktivslamanläggningar gjorts och de har visat att detta antagligen är ett marginellt problem. Beräkningar från det amerikanska naturvårdsverket visar att reningsverken skulle stå för 3–21 % av den totala lustgasemissionen som beror på mänsklig aktivitet. I naturliga ekosystem som mark och hav är dock lustgasbildningen betydande och reningsverkens utsläpp utgör därför bara några procent av det totala utsläppet.

Med tanke på att det finns ett stort antal av de bakterier som producerar både lustgas och kvävemoxid i en aktivslamprocess bör man i alla fall vara medveten om risken för utsläpp av dessa gaser när kväverening införs. Lustgas bildas då syrehalten i luftningsbassängen inte är tillräckligt hög för fullständig nitrifikation, men heller inte tillräckligt låg för fullständig denitrifikation. De ammoniumoxiderande bakterierna, som utför det första steget i nitrifikationen, kan omvandla den nitrit de producerar till lustgas eller kvävemoxid. Hur detta går till är inte helt utrett. Även de nitritoxiderande bakterierna, som gör det sista steget i nitrifikationsprocessen, kan bilda dessa gaser. Denitrifierande bakterier bildar alltid kvävemoxid och lustgas som en del av andningsprocessen. Dessa mellanliggande produkter brukar dock normalt snabbt reduceras vidare till kvävgas. Reduktionen kan dock hindras av syre eller toxiska substanser, som nitrit och sulfid.

12.4 Strategier för att automatiskt styra lufttillförseln

Som nämnts ovan är det av största vikt att kunna tillgodose syrebehovet i aktivslamprocessen. Eftersom belastningen förändras duger det sällan att syresätta bassängen med ett konstant luftflöde. Ett konstant luftflöde skulle leda till stora

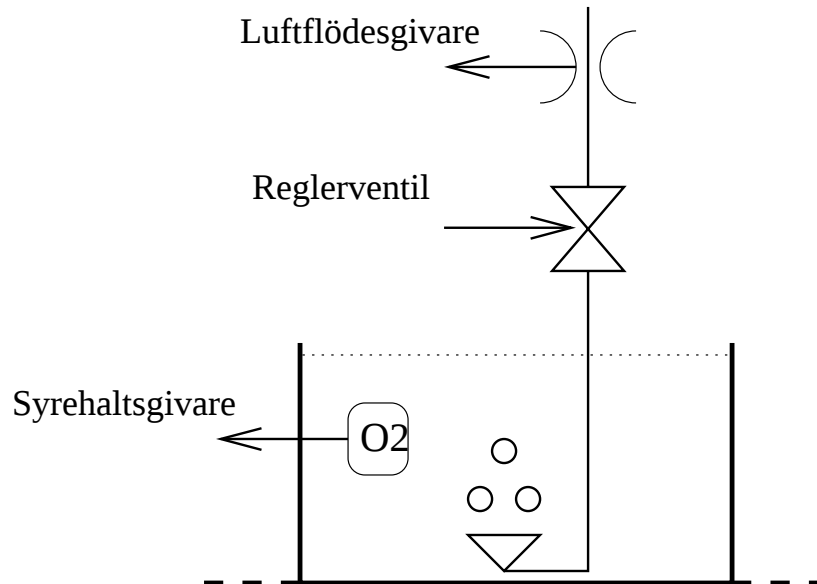
syrehaltsvariationer som kan påverka processen negativt. Ur driftskostnads-synpunkt är det inte heller optimalt att tillföra ett så högt luftflöde så att syrehalten alltid är högre än ett visst minsta värde. Detta leder ju till att man luftar onödigt mycket under stora delar av dygnet.

Det finns många olika metoder för att automatiskt styra lufttillförseln. Vi skall här beskriva en av de vanligaste metoderna där regleringen av lufttillförseln till aktivslamprocessen delas in i två steg:

- Reglering av lufttillförseln i varje zon som skall syresättas.
- Reglering av den totala lufttillförseln genom tryckreglering av blåsmaskinerna.

När det gäller regleringen av lufttillförseln i en zon är det lämpligt att basera den på den aktuella syrehalten i zonen. Notera att syrebehovet varierar i olika delar i luftningsbassängen. Det kan därför vara fördelaktigt att individuellt reglera lufttillförseln och därmed syrehalten i respektive zon.

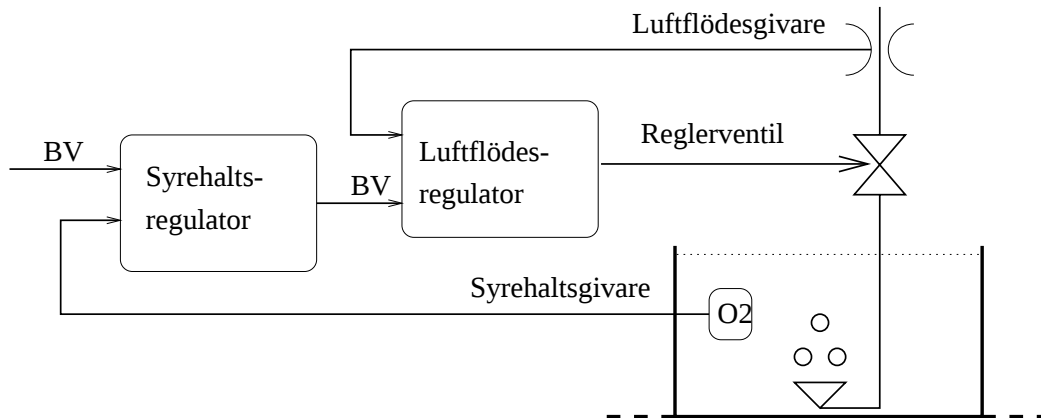
Figur 12.2 visar en typisk luftad zon i en aktivslamprocess. Luftflödet kan styras med en reglerventil. Vi antar även att luftflödet kan mätas, t.ex. med en termisk massflödesmätare. Det är viktigt att mäta luftflödet eftersom luftare har begränsningar för hur mycket och hur lite luft som får passera.



Figur 12.2. En zon i en luftningsbassäng med luftledning, luftflödesmätare, reglerventil och syrehaltsmätare.

Om det går att mäta luftflödet kan kaskadreglering användas. Vi har då en process där *insignalen* är ventilläget till reglerventilen, *huvudutsignalen* är syrehalten i

zonen och *hjälputsignalen* är luftflödet. I figur 12.3 visas ett blockschema för reglering av syrehalten där *kaskadreglering* utnyttjats.



Figur 12.3. Reglering av syrehalten i en luftningsbassäng med kaskadreglering. I figuren betecknar BV börvärdet till regulatorn.

Vid kaskadreglering seriekopplas två regulatorer så att utsignalen från den ena regulatorn bildar börvärdet till den andra, se även avsnitt 5.2. En slavregulator styr ventilläget så att luftflödet blir det som den överordnade regulatorn beordrar. Reglering av syrehalten med kaskadregleringen har flera fördelar:

- Olinjäriteter i reglerventilen påverkar regleringen mindre.
- Störningar i luftflödet pga. tryckvariationer kan regleras ut snabbare.
- Det är lätt att lägga in begränsningar för hur stort och litet luftflödet får vara.

Det bör noteras att syresättningsprocessen är olinjär. Processvaret är betydligt snabbare vid låga luftflöden än för höga. Ett sätt att kompensera detta är att använda *parameterstyrning*, se avsnitt 5.1. Man kan då låta regulatorn ha olika reglerparametrar för olika luftflöden.

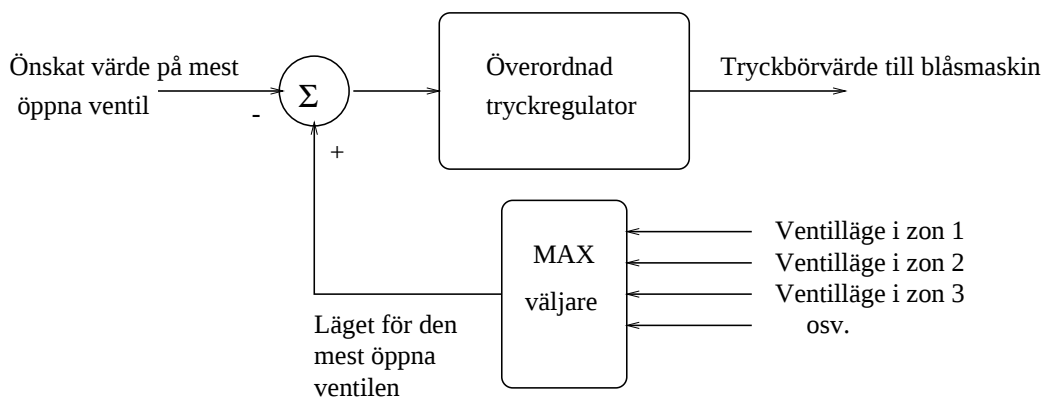
En annan intressant tillämpning av parameterstyrning är att minska variationerna i styrsignalen under normal drift. Detta kan göras genom att låta reglerfelet vara den signal som gör att regulatorn byter reglerparametrar.

12.5 Tryckreglering av blåsmaskiner

I avsnittet ovan visades hur syrehalten kan regleras. För att syreregleringen skall fungera krävs naturligtvis att tillräckligt med luft kan genereras till alla zoner som skall syresättas. Detta ombesörjs av blåsmaskinerna. Beroende på typen av blåsmaskin finns olika reglerstrategier. Ofta kan dock trycket i luftningssystemet

styras via t.ex. varvtalsreglering av en kompressor. Vi har då ett reglerproblem som kan sammanfattas med: Hur skall trycket i luftningssystemet styras?

Ett enkel strategi är att hålla trycket konstant. Dock finns det en nackdel med denna metod. För att garantera att tillräcklig luftmängd alltid kan genereras måste trycket i ledningen vara högt. Eftersom trycket är högt måste ventilerna vara nästan stängda under lågbelastning. Detta leder dock till tryckförluster över reglerventilerna under lågbelastning, vilket i sin tur gör att energiförbrukningen ökar. För att minimera strypförlusterna över reglerventilerna kan en yttre reglering av trycket i luftningssystemet införas. Huvudidén är att reglera trycket så att den *mest öppna ventilen är nästan helt öppen*, se figur 12.4.



Figur 12.4. Optimal tryckreglering av blåsmaskiner. Trycket i luftledningen styrs så att den mest öppna ventilen hålls på ett givet värde. Typiskt väljs det önskade värdet på den mest öppna ventilen som 80–90 % av ventilens öppningsgrad.

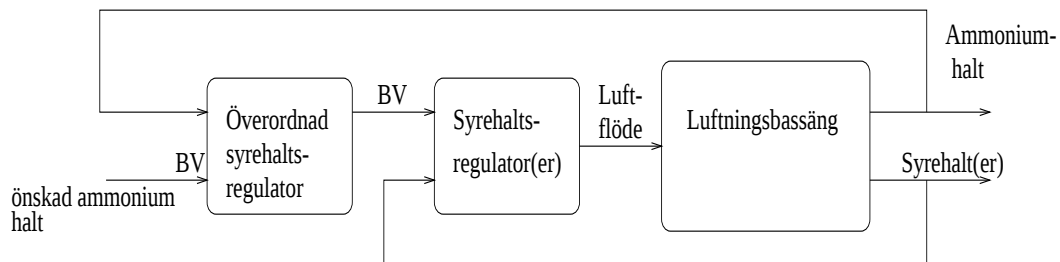
Regulatorn i figuren ökar trycket om den mest öppna ventilen är större än börvärdet. Det gäller också att regulatorn minskar trycket om den mest öppna ventilen är mindre än börvärdet. Jämfört med en konstant tryckhållning garanterar denna strategi att trycket är tillräckligt för att ge erforderlig luftmängd dock utan att trycket är onödigt högt. Detta kan även leda till en viss minskning av energiförbrukningen.

Vi har nu beskrivit en effektiv metod för att reglera syrehalten och trycket i luftarsystemet. Det finns många varianter; både enklare metoder och mera avancerade. En enkel variant är att direkt styra blåsmaskinerna baserad på en syrehaltsmätare. Den beskrivna metoden kan dock betraktas som ett vettigt ”förstahandsalternativ”.

12.6 Överordnad syrereglering

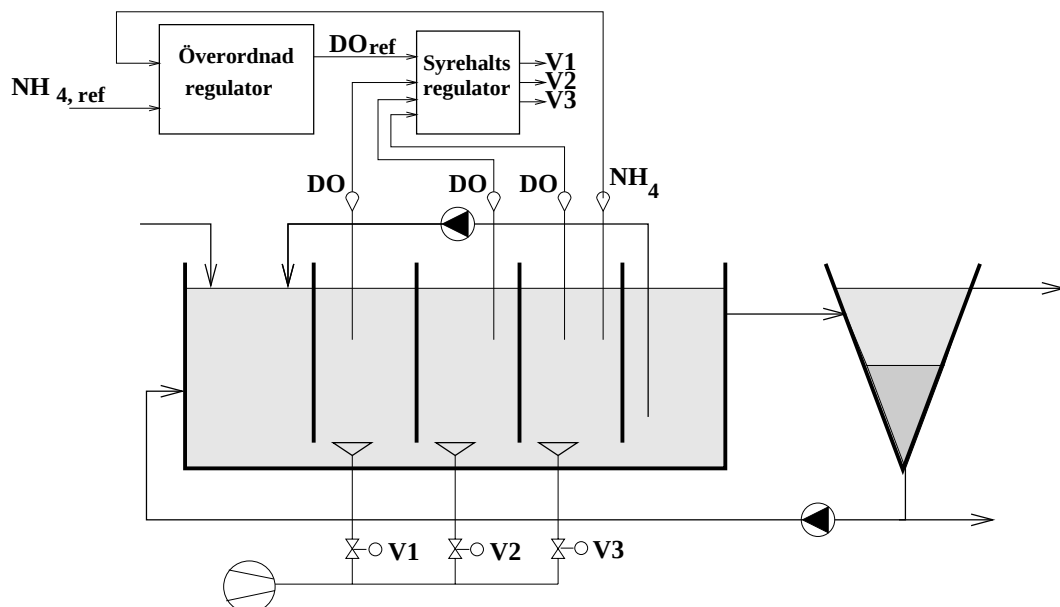
Överordnad syrereglering är en strategi som kan vara intressant för aktivslamprocesser som körs med kväverening. I den luftade delen av aktivslamprocessen, omvandlas ammonium till nitrat. Ofta används en konstant syreprofil i bassängen. Den varierar inte med belastningen och temperaturen, dvs.

Om man har tillgång till en ammoniumhaltsmätare finns potential att optimera luftförbrukningen och därmed energikostnaden. Ett sätt är att reglera syrehalten så att ammoniumhalten i den sista luftade bassängen hålls låg och konstant. Strategin illustreras i figur 12.5.



Figur 12.5. Överordnad reglering av syrehalten (principskiss). Börvärdet till syrehaltsregulatorerna bestäms så att ammoniumhalten i sista luftade zonen regleras efter ett givet börvärde.

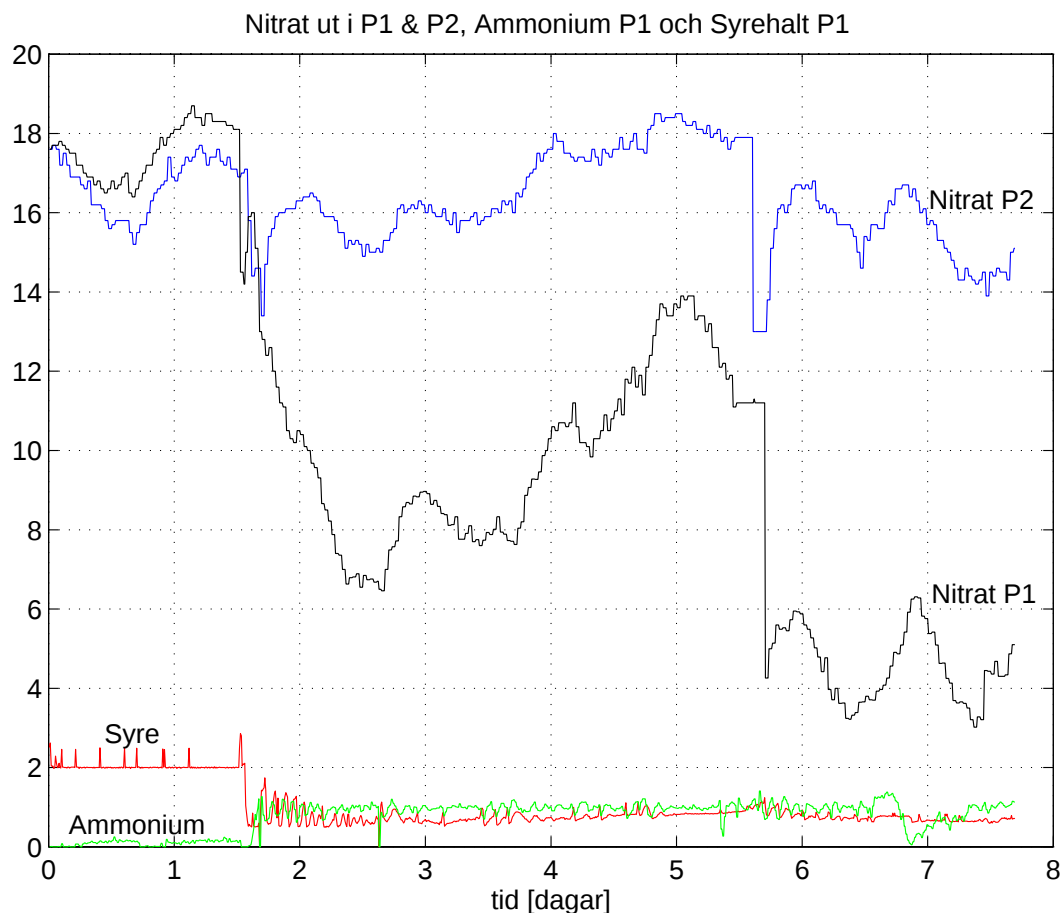
Strategin i figur 12.5 finns implementerad både i full-skala och i olika försökslinjer. En variant har testats vid en pilotanläggning vid Kungsängsverket i Uppsala. Figur 12.6 visar strategin mera i detalj. I detta fall, användes en överordnad regulator för att ställa in syrebörvärdet till tre luftade zoner.



Figur 12.6. Exempel på överordnad reglering av syrehalten.

Ett resultat från reglering visas i figur 12.7. Två linjer användes: P1 och P2. Försöken gjordes i P1 och P2 användes som referens. Experimentet startade vid cirka $t=1.5$ dagar. Börvärde på ammoniumhalten valdes till 1 mg/l. Från figuren

syns att syrehalten sjunker direkt till cirka 1 mg/l då regulatoren kopplas in. Således behövs bara en syrehalt på ca 1 mg/l för att hålla ammoniumhalten på börvärdet 1 mg/l. En sänkt syrehalt betyder betydligt lägre energiförbrukning. Man ser också att nitrathalten sjunker rejält jämfört med referenslinjen vilket gör att totalkvävet ut från linje P1 är betydligt mindre än från linje P2. Detta beror förmodligen på att man även erhåller en viss denitrifikation även i de luftade zonerna. Nitratgivarna kalibrerades under dag 5 vilket syns i figuren. Syrebörvärdet var begränsat nedåt till 1 mg/l, vilket gör att ammoniumhalten ibland kan vara under börvärdet utan att syrehalten ändras ($t=6.9$ dygn i figur 12.9).



Figur 12.7 Resultat vid överordnad reglering av syrehalt. Den överordnade regleringen startades vid $t=1.5$ i linje P1 (försökslinje). Linje P2 var referens och kördes med konstant syrehalt (2mg/l).

Sammanfattningsvis kan en överordnad syrerreglering minska luftförbrukningen. Under lågbelastning kan syrehalten, och därmed luftflödet, hållas lågt vilket minskar energiförbrukningen. I vissa fall kan man även få lägre nitratutsläpp pga. att en viss denitrifikation även kan förekomma i de luftade zonerna. Det finns potentiella risker med den föreslagna strategin. Vid låga syrehalter kan lustgas

bildas (se avsnitt 12.3) och slamegenskaperna försämrats. Ett sätt att minska dessa risker är att börja med att sänka syrehalten i en zon och inte i alla zoner samtidigt.

I dagsläget pågår flera fullskaleförsök vid olika reningsverk i Sverige där olika typer av överordnade styrstrategier testas. Inom en snar framtid kommer det nog att bli allt vanligare att reningsverken har olika typer av överordnade styrstrategier för att minska t.ex. luftförbrukningen.

12.7 Sammanfattning

Reglering av syrehalten i aktivslamprocessen är ett viktigt reglerproblem både processtekniskt och ekonomiskt. Syrehalten är en av de mest avgörande faktorerna för mikroorganismernas aktivitet. Mikroorganismer reglerar sin egen aktivitet beroende på syrehalten i vattnet. För att processen skall kunna drivas optimalt måste därför syrehalten regleras.

Ett bra och vanligt sätt att reglera syrehalten i en aktivslamprocess är att använda kaskadreglering. En överordnad syrehaltsregulator ger börvärdet till en luftflödesregulator. Luftflödesregulatorn styr ventilläget så att luftflödet blir det som den överordnade regulatorn beordrar. Kaskadregleringen gör att olinjäriteter i ventilen påverkar regleringen mindre och att störningar i luftflödet kan regleras ut snabbare. Det är också lätt att lägga in begränsningar för hur stort och litet luftflödet får vara.

Det finns också fördelar med att reglera trycket i luftningssystemet. För att minimera tryckförlusterna över ventilerna kan en yttre reglering av trycket i luftningssystemet införas. Trycket i blåsmaskinerna styrs då så att den mest öppna ventilen hålls nästan helt öppen.

Överordnad syrerreglering är en strategi som kan vara intressant för aktivslamprocesser med kväverening. Om man har tillgång till en ammoniumhaltsmätare finns möjlighet att optimera luftförbrukningen och därmed energikostnaden. Ett sätt är att reglera syrehalten så att ammoniumhalten i den sista luftade bassängen hålls låg och konstant.

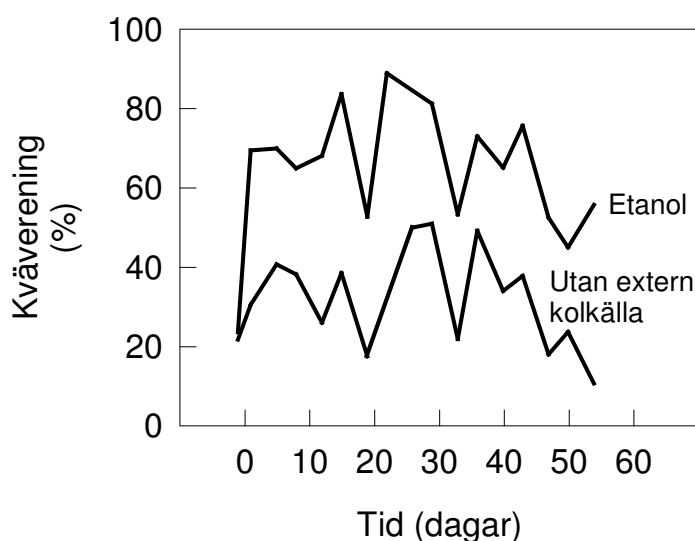
13 Reglering av extern kolkälla i en aktivslamprocess

Ofta har man behov att tillsätta en extra kolkälla i en aktivslamprocess med krav på kväveavskiljning. I detta avsnitt skall vi studera olika aspekter på hur tillförseln av en kolkälla kan regleras.

13.1 Extern kolkälla gynnar denitrifikationen

Denitrifikationsbakterierna behöver organiska föreningar som energikälla (helt enkelt mat) för att kunna denitrifiera, dvs. omvandla nitrat till kvävgas. Periodvis kan det vara brist på lättnedbrytbara substanser i avloppsvattnet, vilket hindrar en effektiv kväverening. Tillgången på kol brukar variera både veckovis och dygnvis.

Ett sätt att kompensera för kolbrist är att tillsätta en extra kol- och energikälla. Kvävereningsgraden ökar då, vilket illustreras i figur 13.1. Kolkällan kan vara antingen *intern* eller *extern*. En intern kolkälla skapas av primärslam. Metanol eller etanol är vanliga externa tillsatser i reningsprocessen för att förbättra kväveavskiljningen. Andra kolkällor såsom ättiksyra, stärkelse, råsirap m m används också ibland. En del reningsverk har prövat att utnyttja avfallsprodukter från olika industrier.



Figur 13.1. Kvävereningsgraden förbättrades i en försöksanläggning med tillsats av etanol till en fördenitrifikationsprocess jämfört med en process utan extern kolkälla. I övrigt var betingelserna likartade.

Den ideala kolkällan skall:

- ge en tillräckligt hög denitrifikationshastighet.
- ha kort tillväxningsperiod.
- påverka bakteriesamhällets sammansättning och funktion så lite som möjligt.
- inte bidra till en kraftigt ökad slamproduktion.
- vara billig.

En efterdenitrifikationsprocess är helt beroende av en extra kol- och energikälla. Även i fördenitrifikationsprocesser kan det finnas ett behov av att tillsätta en extern kolkälla, se figur 13.1. Givet en viss belastning kan vattnets uppehållstid minskas när denitrifikationshastigheten ökar. Det gör det möjligt att minska den anoxiska volymen. Volymbehovet är ofta ett problem i reningsverk som byggts om för kväveavskiljning. Det märks tydligast vid låga temperaturer eller när kvävebelastningen ökar. Hur väl man lyckas öka denitrifikationsgraden i en fördenitrifikationsprocess beror på en mängd faktorer inklusive hur tillsatsen av kolkälla styrs.

Ättiksyra ger normalt de högsta denitrifikationshastigheterna. Det beror på att ättiksyra liknar de lättnedbrytbara organiska föreningarna i inkommande avloppsvatten. I praktiken har det dock ofta varit metanol som använts som extern kolkälla.

Processutformning och kvalitet på inkommande vatten avgör vilken kolkälla som ger högst hastighet i det specifika reningsverket. Det går inte att förutsäga vilken hastighet som erhålls i ett visst system. Val av kolkälla beror dessutom på tillgång och pris. Kolet utnyttjas bättre i en efterdenitrifikationsprocess än vid fördenitrifikation. En stor del av den externa kolkällan oxideras antagligen aerobt i en anläggning med fördenitrifikation.

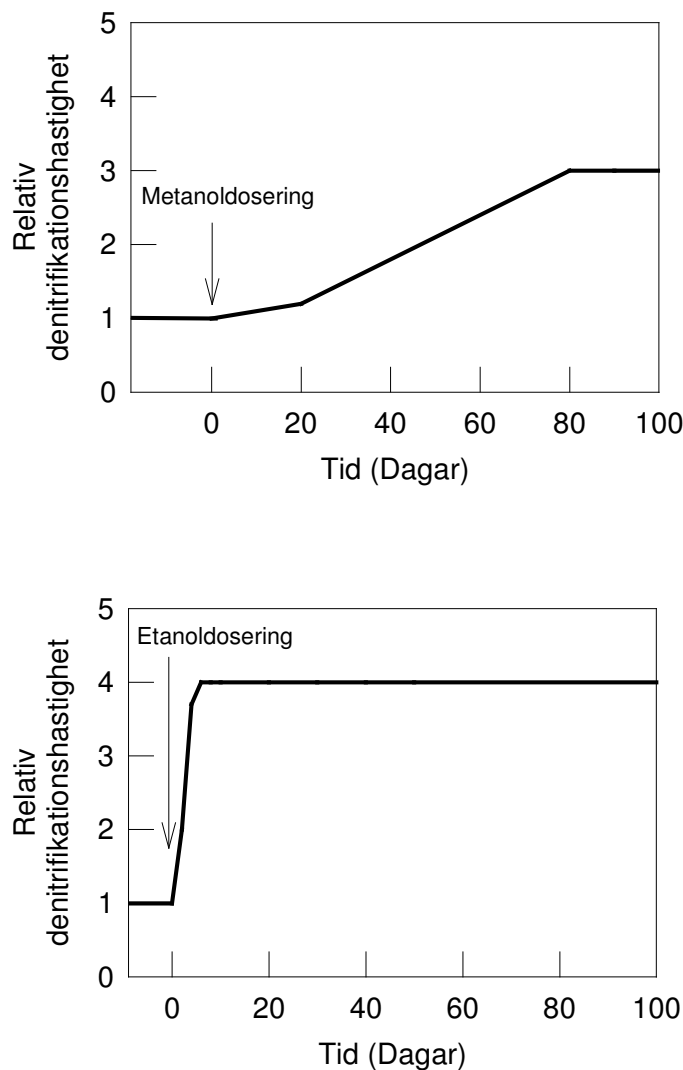
13.2 Effekter av kolkällor på denitrifierande bakterier

Externa kolkällor påverkar inte bara denitrifikationshastigheten utan även sammansättningen av denitrifierande bakterier i processer utformade för kväverening. Olika kolkällor har visat sig ha olika effekter på denitrifierande populationer i bakteriesamhällen.

Stärkelse, socker och råsirap skapar ett mer komplext bakteriesamhälle som innehåller både fermenterande och nitritbildande bakterier. En sådan utveckling är mindre önskvärd eftersom kolkällan då slösas bort på andra bakterier än de denitrifierande. Denna typ av kolkälla kan också gynna bakterier som omvandlar nitrat till ammonium! Uppstår en sådan process uppnås ingen kväveavskiljning. Inkommande kväve i ammoniumform har då efter en serie transformationer åter blivit ammonium.

Organiska syror, t.ex. ättiksyra, verkar gynna en större variation i artsammansättningen av denitrifierande bakterier än vad alkoholer gör. Däremot ökar totala antalet denitrifierare när alkoholer används.

Bakterier i avloppsreningsverk som ”matas” med metanol har till en början svårt att utnyttja denna extra energikälla, men blir snart beroende. Fullständig anpassning kan ta flera månader med kontinuerlig metanoldosering, se figur 13.2. Enzymer för att utnyttja etanol verkar däremot finnas hos denitrifierande bakterier i aktivt slam även utan dosering av denna kolkälla. Vid tillsats av etanol mätas bakteriernas enzymer samtidigt som en snabb produktion av nya sker. Anpassningen till etanol går därför fort, se figur 13.2.



Figur 13.2. Denitrifierande bakteriers anpassning till metanol (övre bilden) och etanol (undre bilden) i en fördenitrifikationsprocess. Den relativa denitrifikationshastigheten är hastigheten i en process med kolkälla relaterat till en process utan extern kolkälla med i övrigt likartade betingelser.

Kvävereningen blir visserligen effektiv när metanol tillsätts, men bakteriepopulationens egenskaper förändras också. Den blir sämre på att utnyttja enkla substanser, t.ex. syror, som redan finns naturligt i avloppsvatten. Förmågan att denitrifiera med metanol ökar istället kraftigt. Denna utveckling är negativ för en fördenitrifikationsprocess som per definition bygger på att bakterierna utnyttjar inkommande energikällor för denitrifikation. Den långsamma tillväxningen till metanol beror antagligen på att metanol selekterar fram en mycket specialiserad bakteriepopulation. I efterdenitrifikationsprocesser, där en extern energikälla alltid måste tillsättas, behöver detta inte vara någon nackdel.

Bakterierna blir inte fullt så specialiserade av etanol som av metanol. Förutom att stödja denitrifikationsbakterierna under svältperioder gör etanolen dem också mycket bättre på att utnyttja de substanser som kommer in naturligt med avloppsvattnet. Det snabba svaret i bättre denitrifikation och kväverening vid etanoldosering gör det möjligt att dosera etanol intermittent. Under kortvariga perioder av kol- och energibrist är därför etanol att föredra framför metanol.

13.3 Reglering av extern kolkälla

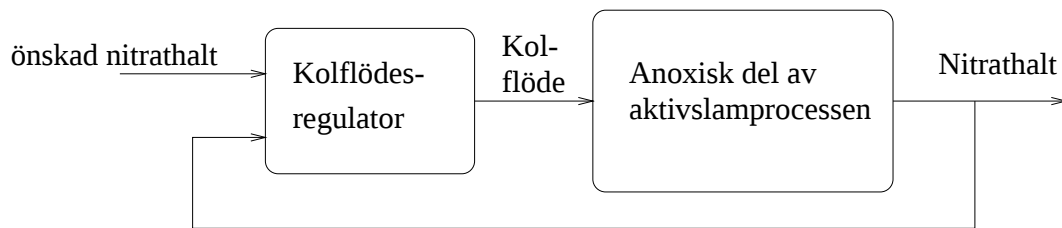
I de fall en extern kolkälla behövs uppkommer direkt frågan hur mycket som skall doseras. Ett typiskt reglerproblem! På grund av belastningsvariationer kan det vara svårt att ställa in en konstant dosering som är vettig (jämför med styrningen av lufttillförseln i föregående kapitel). Vid för låg dosering av extern kolkälla hämmas denitrifikationsprocessen med höga utgående halter av nitrat som följd. En för hög dosering leder å andra sidan till:

- Ökade driftskostnader
- Ökad slamproduktion
- Risk för förhöjda BOD-halter i utgående vatten (den externa kolkällan hinner inte brytas ner)

Denitrifikationshastigheten är svår att förutspå utifrån kol/kväve-kvoten i inkommande vatten eftersom den inte ger information om kolets tillgänglighet. Tillgängligheten är dessutom svårbedömd eftersom den också beror på anläggningens utformning.

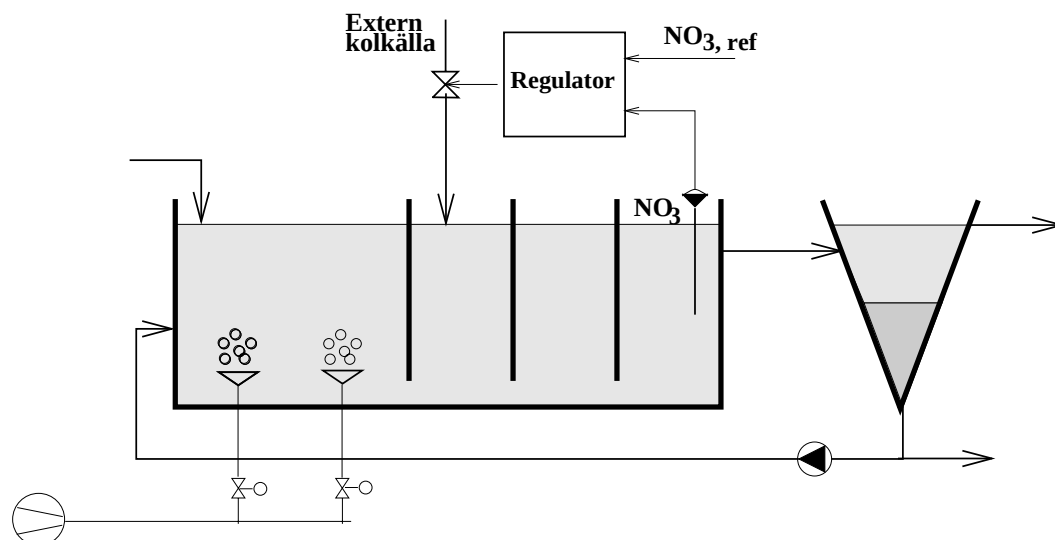
En enkel strategi är att låta doseringen av extern kolkälla styras av inkommande flöde dvs. flödesproportionell reglering. Som för alla framkopplingsstrategier kan detta ge en acceptabel reglering men det finns ingen garanti mot över- eller underdosering.

En naturlig strategi är att styra doseringen av det externa kolet så att nitrathalten i slutet på det oluftade (anoxiska) steget hålls på en konstant låg nivå (börvärdet). Figur 13.3 visar den allmänna principen.



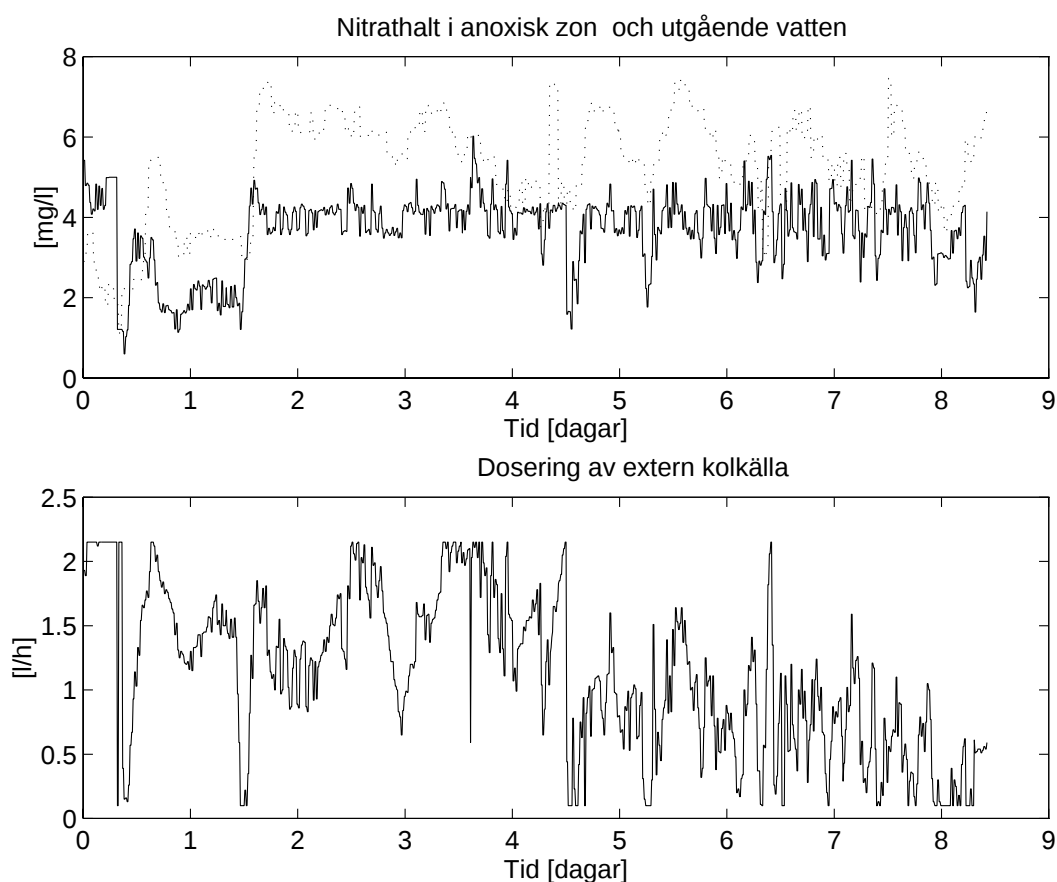
Figur 13.3. Allmänt blockschema för hur den externa kolkällan kan regleras. Regulatorn styr doseringen av kolkälla så att nitrathalten i den sista anoxiska zonen hålls låg.

Figur 13.4 visar ett exempel på hur denna reglerstrategi kan tillämpas på ett efterdenitrifikationssystem. Regulatorn i figuren kan enkelt kompletteras med framkoppling från t.ex. inkommande flöde.



Figur 13.4. Strategi för optimal dosering av extern kolkälla i ett efterdenitrifierande system. Regulatorn styr doseringen av kolkälla i den första anoxiska zonen så att nitrathalten i den sista anoxiska zonen hålls på ett fixt börvärde.

Strategin i figur 13.4 (fast för en process med fördenitrifikation) har testats vid en pilotanläggning vid Kungsängsverket i Uppsala. Ett resultat från regleringen visas i figur 13.5. Börvärdet för nitrathalten var 2 mg/l fram till $t=1.5$ då börvärdet ändrades till 4 mg/l. Som framgår ur figuren var nitratgivaren brusig. Dock lyckas regulatorn hålla utsignalen någorlunda nära börvärdet. Ungefär vid $t=4.5$ dagar ökade det organiska materialet i inkommande vatten (pga. ett fel i försedimenteringen). Behovet av externt kol minskar då och regulatorn minskar tillskottet av extern kol.



Figur 13.5. Reglering av en extern kolkälla. Övre grafen visar nitrathalten i den anoxiska zonen (heldragen) och utgående nitrathalt (prickad). Den undre grafen visar flödet av den externa kolkällan.

Valet av börvärde är en kompromiss; ett lågt börvärde leder till låga utgående nitrathalter men med en hög förbrukning av extern kolkälla, medan ett högt börvärde leder till det motsatta.

Det är viktigt att slammet har adapterats till den externa kolkällan. Annars kommer inte en ökning av doseringen av den externa kolkällan att leda till att nitrathalten minskar, vilket leder till att regleringen inte fungerar. I samtliga fall där givare används för automatisk styrning är det viktigt att välja en driftsäker och pålitlig givare (nitratgivare i detta fall).

Dessutom bör man lägga in realistiska begränsningar av kolflödet. Någon form av *diagnossystem* kan också vara värdefullt. Systemet bör innehålla en rimlighetskontroll av givare samt olika larmfunktioner.

13.4 Sammanfattning

Periodvis kan det vara brist på lättnedbrytbara organiska substanser i avloppsvatten vilket gör att denitrifikationen i aktivslamprocessen minskar. En extra kol- och energikälla kan då tillsättas för att uppnå effektiv kväveavskiljning. Efterdenitrifikationsprocesser är oftast helt beroende av en extern kolkälla, men även fördenitrifikationsprocesser kan ha behov av mer kol och energi än vad som finns i inkommande vatten. Vanliga externa kolkällor är metanol och etanol.

Externa kolkällor påverkar inte bara denitrifikationshastigheten. Sammansättningen av denitrifierande bakterier i processen kan också förändras. Anpassning till metanol tar ofta lång tid beroende på att en specialiserad bakteriepopulation med långsam tillväxt utvecklas. Anpassning till etanol går däremot snabbt.

Den mängd externt kol som tillsätts behöver i normalfallet styras. Vid för låg dosering av extern kolkälla minskar denitrifikationen med höga utgående halter av nitrat som följd. En för hög dosering leder å andra sidan till att driftskostnaderna och slamproduktionen ökar och att risken för höga BOD utsläpp ökar. På grund av belastningsvariationer i processen kan det vara svårt att ställa in en konstant dosering.

En bra strategi är att styra doseringen av det externa kolet så att nitrathalten i slutet av det oluftade (anoxiska) steget hålls på en konstant låg nivå (börvärdet). Detta ger ett typiskt reglerproblem där nitrathalten används som återkopplings-signal. Valet av börvärde för nitrathalten är en kompromiss; ett lågt börvärde leder till låga utgående nitrathalter men med en hög förbrukning av extern kolkälla, medan ett högt börvärde leder till det motsatta. Det är viktigt att slammet har adapterats till den externa kolkällan innan regleringen påbörjas.

14 Reglering av kemisk fällning

14.1 Kemisk fällning

Kemisk fällning används vanligtvis för att avskilja fosfor (fosfat) från avloppsvatten. Principen bygger på att en kemikalie med metalljoner tillsätts avloppsvattnet varvid fosfor fälls ut. Vanliga fällningskemikalier är aluminiumsulfat, järnklorid och järnsulfat. Samtidigt som fosfaten fälls ut reagerar även metallen med *hydroxidjoner* (OH^-) i vattnet och ett flockningsmedel bildas. Den fällda fosfor klumpar ihop sig med hydroxidfällningen och dessa flockar drar till sig partikulärt material. Kemisk fällning av fosfat medför därför även en ökad avskiljning av fasta partiklar i avloppsvattnet. Flockarna sedimenterar och bildar *kemslam*.

Fällningskemikalierna kan tillsättas på olika ställen i ett reningsverk. I Sverige är det vanligast att man fäller både efter och före det biologiska steget. Man talar då om *efterfällning* i kombination med *förfällning*. Ibland väljer man att dosera en fällningskemikalie direkt i luftningsbassängen. Det kallas för *simultanfällning*.

Beroende på val av fällningskemikalie, och doseringsstrategi kan avskiljningen av fosfor vara 85–95 %. Utan kemisk fällning avskiljs drygt 30 % genom att mikro-organismerna tar upp en del fosfor som näring samt att en del partikulärt bunden fosfor tas bort i den mekaniska reningen.

Den mängd fällningskemikalier som krävs för att uppnå en önskad fosforavskiljning beror på flera faktorer inklusive avloppsvattnets sammansättning, fällningsförfarande, typ av fällningskemikalie och graden av önskad fosforavskiljning. Dessutom är utfällning och flockbildning pH-beroende.

14.2 Reglerstrategier

Det är inte ovanligt att fällningskemikalier överdoseras för att justera pH-värdet. Ur både miljö- och kostnadssynpunkt är en överdosering av fällningskemikalier tveksamt. En överdosering av fällningskemikalier ger:

- ökade kostnader.
- ökad slamproduktion.
- en viss ökning av mängden tungmetaller i slammet.

Det finns därför starka skäl att minimera doseringen av fällningskemikalier. När det gäller överdosering för justera pH-värdet, kan ett bättre alternativ vara att styra pH-värdet med t.ex. lut. Denna typ av reglering svarar mot standardfiguren 2.5 där styrsignalen svarar mot flödet av lut och utsignalen är pH-värdet.

Givet att man inte behöver överdosera, för att justera pH-värdet finns flera möjligheter att styra doseringen av fällningskemikalier.

En enkel och vanlig metod är tidsstyrning, doseringen bestäms då av

$$u=k(t)$$

där u är flödet av fällningskemikalier och $k(t)$ är en funktion som beror av tiden t . Ett vanligt val av $k(t)$ är

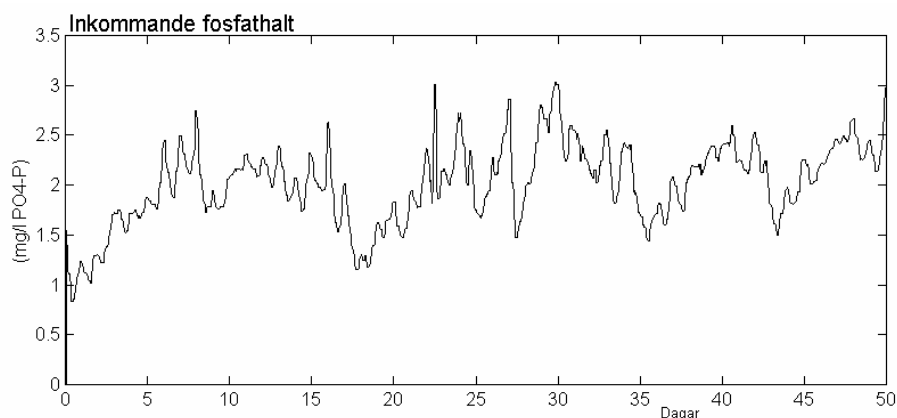
$$k(t) = \begin{cases} k_1, & \text{nattetid} \\ k_2, & \text{dagtid} \end{cases}$$

dvs. man har en dosering på natten och en på dagen. En utvidgning är att även låta doseringen bero på vilken veckodag det är. Tidsstyrning bygger på att belastningen in till verket är regelbundet något som dock sällan stämmer.

En annan enkel och vanlig metod är flödesproportionell reglering. Styrstrategin är

$$u=K_{f1} \cdot Q_{in}$$

där u är flödet av fällningskemikalier Q_{in} är inkommande flöde och K_{f1} är en konstant. Notera att detta svarar mot en framkopplingsstrategi på samma sätt som för tankexemplet i Figur 5.4. För att reglerstrategin ska fungera måste den inkommande fosforhalt till kemsteget vara förhållandevis konstant. Detta antagande är sällan korrekt ofta kan fosforhalten variera flera hundra procent. Ett exempel visas i Figur 14.1.



Figur 14.1. Exempel på variationer i fosfathalten i inkommande vatten till det kemiska reningssteget (från Ingildsen, 2002 med tillstånd).

Om man kan mäta inkommande fosfathalt till kemsteget (P_{in}), tillsammans med flödet kan mängden inkommande fosfat enkelt bestämmas och en enkel styrstrategi är

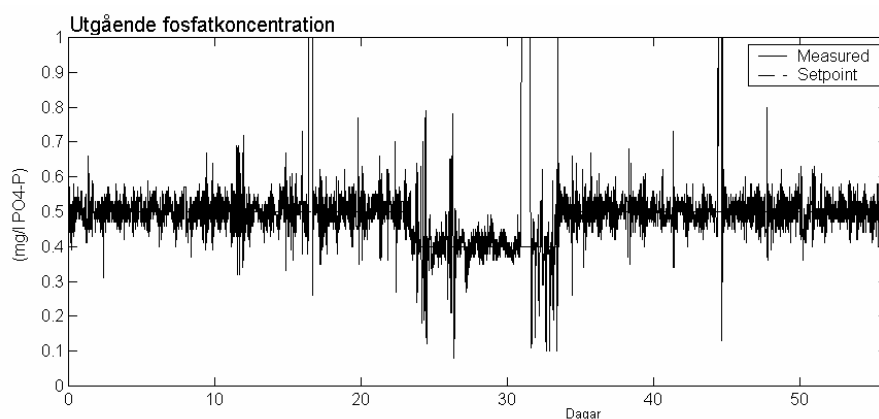
$$u=K_{f2} \cdot Q_{in} P_{in}$$

Strategin bygger på att den mängd fällningskemikalier som behövs för att ta bort en viktenhet fosfat inte förändras (t.ex. av mängden fosfat som kommer in till kemsteget). Framkopplingsförstärkningen K_F bestämmer hur mycket fällningskemikalier som ska doseras per mängd inkommande fosfat.

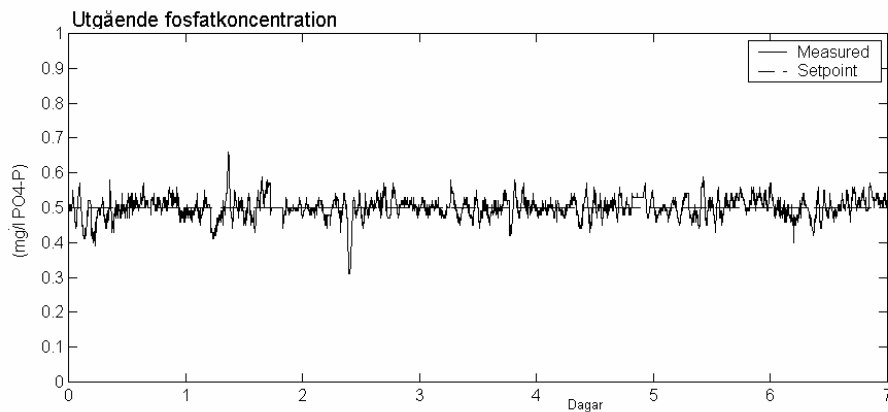
I allmänhet kan man förvänta sig att den mängd fällningskemikalier som behövs för att ta bort en viktenhet fosfat inte är konstant. Variationer i uppehållstid, pH och blandningsegenskaper kan påverka erforderlig mängd. Dessutom behövs ofta mera järn tillsättas än den teoretiska mängden eftersom fällningskemikalierna kan reagera med andra substanser. Vid järnfällning kan järnet reagera med vatten och bilda järnhydroxid vilket har en lägre fällningseffektivitet än rent järnsulfat.

Ett intressant alternativ är därför att använda återkoppling för att styra doseringen. Normalt doseras fällningskemikalierna i en flockuleringsbassäng, vattnet leds sen till en sedimenteringsbassäng. Det mest naturliga är kanske att återkoppla från utgående vatten (efter sedimenteringsbassängen). Ett intressant alternativ är dock att återkoppla från fosfathalten ut från flockuleringsbassängen. Fördelen är att tidsfördröjningen mellan styrsignal och utsignal minskar vilket gör att regleringen kan göras snabbare och därmed kan också störningar regleras ut snabbare.

I figur 14.2 visas ett experiment från Källby (Lund) avloppsreningsverk där återkoppling från utgående fosfathalt i flockuleringsbassängen testades. Experimentet är utfört av Pernille Ingildsen. En vanlig PI-regulator användes för regleringen och fosfathalten mättes (Danfoss Analytical InSitu sensor). Under experimentet varierade både inkommande flöde och fosfathalt. Börvärdet var 0.5 mg/l mellan dag 1 till 23, 0.4 mg/l mellan dag 24–33 och sen återigen 0.5 mg/l. Vid dag 31 inträffade ett pumpfel vilket förklarar höjningen i fosfathalt under denna dag. I figur 14.3 visas en del av experimentet där man tydligt ser att utsignalen ligger mycket nära börvärdet.



Figur 14.2. Fosfatkoncentration i flockuleringsbassängen (från Ingildsen, 2002 med tillstånd).



Figur 14.3. Fosfatkoncentration i flockuleringsbassängen, del av experimentet (från Ingildsen, 2002 med tillstånd).

Den givare som användes i experimentet kalibrerades var tredje dag och rengjordes två gånger per dygn (båda funktionerna utfördes automatiskt). Fosfathalten visade en del oscillationer vid uppstarterna efter kalibrering och rengöring. Detta är dock inget stort problem eftersom medelvärdet över t.ex. ett dygn inte påverkas märkbart. Det är också möjligt att problemet kan åtgärdas med en noggrannare trimning av regulatören.

När det gäller valet av börvärde är det viktigt att tänka på att utsläppsgränsen för fosfor avser totalfosfor. I experimentet ovan studerades även korrelationen mellan utgående totalfosfor och utgående fosfat och ett linjärt samband kunde påvisas. Detta gör att det går att hitta ett börvärde på fosfathalten som gör att utgående totalfosfor håller sig under utsläppsgränsen.

Sammanfattningsvis, kan det konstateras att det genomförda fullskalexperimentet visar att återkoppling från utgående fosfathalt kan vara ett intressant alternativ för att minimera förbrukningen av fällningskemikalier samtidigt som utgående fosfathalt kontrolleras. Även på Käppalaverket i Stockholm har doseringen av fällningskemikalier reglerats med återkoppling från fosfathalten. I detta fall doserades fällningskemikalier i sandfiltren och utgående fosfathalt valdes som utsignal.

14.3 Sammanfattning

Kemisk rening innebär att den lösta fosfor överförs till en fast fas genom tillsats av fällningskemikalier. Den bildade metallfosfaten kan efter att ha bundits till flockar tas bort genom sedimentering.

Av både ekonomi- och miljöskäl är det viktigt att styra mängden fällningskemikalier som tillsätts processen. Flera möjligheter finns.

Mängden fällningskemikalier kan styras manuellt. Det finns då en stor risk för feldosering om inte belastning till reningsverket är konstant (eller nästan konstant).

Mängden fällningskemikalier kan även tidstyras eller regleras flödesproportionellt. I båda fallen är nackdelen densamma som för manuell styrning.

Mängdproportionell reglering har potential att ge en bra reglering om den mängd fällningskemikalier som behövs för att ta bort en viktenhet fosfat inte förändras. En nackdel jämfört med ovanstående strategier är att en on-line fosfatgivare behövs.

Genom att styra mängden fällningskemikalier baserat på resultatet (dvs. utgående halt fosfor från kemsteget används för återkoppling) kan mängden fällningskemikalier hela tiden anpassas så att "lagom" mängd doseras. Flera fullskaleförsök har visat att detta alternativ är möjligt och har en stor potential att minska förbrukningen av fällningskemikalier. För att strategin ska fungera behövs en on-line fosfatgivare och en vältrimmad regulator.

Det finns naturligtvis möjlighet att kombinera framkoppling (t.ex. mängdproportionell reglering) och återkoppling. Genom att införa framkoppling kan återkopplingsregulatorn göras långsammare och därmed stabilare.

15 Introduktion till simulering

Ofta vill vi ta reda på olika egenskaper om en process. Många frågor om en process kan besvaras genom att göra praktiska experiment. Till exempel, för att avgöra vilken den minsta syrehalten är som krävs för nitrifikation så kan man sänka syrehalten i luftningsbassängerna successivt tills nitrifikationen försvinner. Praktiska experiment är i allmänhet en sund metodik men ibland finns begränsningar. Några exempel på nackdelar och begränsningar med praktiska experiment är:

- Det kan vara för kostsamt att genomföra experimentet.
- Experimentet skulle ta orimligt lång tid.
- Experimentet är för farligt eller kan orsaka oönskad miljöpåverkan.
- Omöjligt (processen existerar inte ännu).

Ett alternativ till ett verkligt experiment är att använda en modell och göra undersökningen via en simulering. Med simulering menas att en matematisk modell av processen används och modellens ekvationer löses numeriskt i en dator. Ett anpassat datorprogram för att utföra simuleringar kallas *simulator*.

Det är vanligt med simulering och simulatorer inom många branscher. Till exempel för att utbilda och träna piloter används flygplanssimulatorer och operatörer vid kärnkraftverk tränar hantering av olika incidenter med simulatorer (som kan simulera ett helt kontrollrum).

Vid en simulering används en (matematisk) modell av processen. Hur väl modellen kan beskriva den verkliga processen avgör hur användbar simuleringen är. Om inte modellen kan beskriva processen tillräckligt väl kan man inte heller lita på resultatet av simuleringen. För att anpassa modellen till verkligheten krävs att de ingående parametrarna anpassas till den aktuella processen. Detta kallas *kalibrering* av modellen. När modellen har kalibrerats bör den *valideras*, dvs.. utvärderas med data som inte använts för kalibreringen. Ofta krävs det ett omfattande kalibrerings- och valideringsarbete av modellen innan den kan användas för simulering. Hur noggrann man måste vara med detta arbete bestäms av vad modellen/simuleringen ska användas till.

Det är viktigt att notera att alla modeller har ett begränsat giltighetsområde. Det är vanskligt att använda en modell utanför det område den har utvärderats för. En modell kan inte heller beskriva alla egenskaper hos en process. Ett exempel när det gäller att simulera ett avloppsreningsverk är att det ofta är svårt att modellera hur olika processförändringar påverkar slamegenskaperna. Därför behövs ofta kompletterande praktiska undersökningar.

15.1 Användningsområden

Genom att simulera processen kan olika undersökningar snabbt och enkelt utföras. Typiska användningsområden för simulering är:

- Utbildning och träning. Simulering kan användas som utbildningsverktyg både för studenter och personal för att öka förståelsen för processen. Med en simulering kan man enkelt få svar på frågan ”Vad händer om man gör så”?
- Processoptimering. Med en simulator kan man ibland hitta bättre processlösningar och kunskap om hur processen ska köras för att fungera så bra som möjligt.
- Prediktion. Ofta är man intresserad av att kunna förutsäga (*prediktera*) processens framtida beteende. Ett klassiskt exempel är väderprognoser som bygger på simulering av mycket stora modeller inklusive mängder av väderdata. I ett reningsverk kan man vara intresserad av att t.ex. prediktera flödet genom verket vid ett förväntat regnväder. Detta kräver bland annat goda avrinningsmodeller.
- Regulatordesign. Reglerstrategier kan utvärderas i en simulering innan de implementeras i full skala. Detta leder ofta till att man kan upptäcka fel redan i simuleringsstadiet och slippa en hel del av arbetet med att trimma regulatorn.
- Konstruktion. För att designa ett nytt reningsverk kan det vara värdefullt att testa processlösningar i en simulering och undersöka olika driftsfall. Notera att man i en simulering både kan undersöka snabba och långsamma förlopp.

Intresset för att simulera reningsverk har ökat markant de sista 10–15 åren. Idag finns flera simulatorer för reningsverk (se avsnitt 15.3). Simuleringsarbete utförs framför allt av forskare, konsulter och till viss del processingenjörer. Användningen ute på reningsverken begränsas av olika faktorer såsom tidsbrist, bristande datorvana och simuleringsprogram som upplevs som svåra och krångliga att lära sig. Och sist men inte minst, det krävs ofta ett omfattande arbete för att karakterisera inkommande vatten och kalibrera modellen av reningsverket för att kunna lita på resultatet från simuleringen. Det kan dock förväntas att användningen av simulatorer på reningsverken kommer att öka i takt med ökande krav på effektivisering för att hålla nere driftskostnader, förbättrade datorprogram och utbildning.

15.2 Reningsverksmodeller

Den vanligaste delen att simulera i ett reningsverk är aktivslamprocessen. För aktivslamprocessen har ett flertal modeller utvecklats. Den absolut vanligaste modellen kallas ASM1 (Activated Sludge Model No 1). Modellen presenterades av en grupp forskare 1987 efter ett långt och intensivt arbete med att försöka ta

fram en generell och trovärdig modell som kan beskriva avskiljning av organiskt material och kväve (nitrifikation och denitrifikation) i en aktivslamprocess. Modellen delar upp avloppsvattnets innehåll i 12 komponenter; t.ex. olika former av organiskt material och kväve. Det räcker således inte att bara veta det inkommande vattnets COD- eller BOD-innehåll.

Sedan publiceringen av ASM1 har utvecklingen av olika modeller fortsatt. Några exempel är:

- ASM2. Modell som förutom biologisk kväverening har biologisk fosforering.
- ASM3. En utveckling av ASM1.
- ADM1 (Anaerobic Digester Model No 1). En modell för beskrivning av anaeroba processer.

15.3 Simuleringsprogram för avloppsreningsverk

Det finns ett flertal simuleringsprogram för reningsverk, alltifrån enkla gratisprogram till mycket avancerade och dyra program. Vilken simulator ska man då välja? Det finns inget enkelt svar på den frågan utan det beror på en mängd faktorer. Exempel på aspekter att utvärdera då ett simuleringsprogram ska väljas är:

- Vad ska simulatören framför allt användas till? Skillnaderna i krav mellan ett enkelt utbildningsredskap (för att illustrera grundläggande principer) och ett avancerat processoptimeringsverktyg kan vara mycket stora.
- Vilka modeller finns i simulatören? Det är ofta en fördel om simulatören har ett bibliotek med modeller för olika enhetsprocesser, givare, ställdon, regulatorer m m. Är de modeller som finns väl dokumenterade? Kan man som användare ändra de modeller som finns?
- Hur enkelt är det att sätta ihop delmodeller till större enheter? Ofta vill man också kunna lägga till egna modeller. Går det?
- Grafisk presentation. Presenteras simuleringsresultaten på ett önskvärt sätt? Är det lätt att köra och förstå simulatören dvs. är simulatören *användarvänlig*?
- Pris och supportavtal.
- För avancerad användning behöver man ofta kunna ändra på numeriska rutiner och ha stöd för optimering inklusive modellvalidering och modellkalibrering.

Avslutningsvis ges i tabell 15.1 en förteckning över några simuleringsprogram för reningsverk. Information om simulatorerna kan erhållas genom att gå in på de angivna webbadresserna.

Tabell 15.1 Exempel på några vanliga simulatorer

Simulatornamn	Företag	Webbadress
GPS-X	Hydromantis	www.hydromantis.com
Simba	IFAK	www.ifak.fhg.de/regelung/englisch/re_716j.htm
Efor	DHI	www.efor.dk/efor/
West	Hemmis	www.hemmis.com/products/west/default_west.htm
JASS	Uppsala univ	www.syscon.uu.se/JASS

15.4 Sammanfattning

Vi har i detta kapitel gett en introduktion till simulering och diskuterat användningsområden för simulering och givit en översikt av modeller och simulatorer för reningsverk.

Det finns flera fördelar med att göra simuleringsstudier jämfört med att utföra ett verkligt experiment. Det är dock nödvändigt att beakta modellens noggrannhetsgrad när simuleringsresultaten ska tolkas. Kom ihåg det gamla militära talesättet "Om kartan (simuleringsresultatet) inte stämmer med terrängen (reningsverket) , så är det terrängen som är rätt".

16 Litteraturlista

- Biology of microorganisms (1999). T. Madigan, J. M. Martinko och J. Parker. 9:e upplagan, Prentice Hall, New York, USA.
- Combined biological- and chemical phosphorus removal in wastewater treatment (2002). E. Tykesson. Licentiatavhandling, Inst. f. Vattenteknik, Lund universitet, Lund, Sverige.
- Control of wastewater treatment plants (1999). G. Olsson och R. Newell. IWA Publishing, London, Storbritannien.
- Control and estimation strategies applied to the activated sludge process (1997). C.-F. Lindberg. Doktorsavhandling, Avd. f. Systemteknik, Uppsala universitet, Uppsala, Sverige.
- Dynamics of denitrifying bacteria in activated sludge processes with nitrogen removal (1998). S. Hallin. Doktorsavhandling, Inst. f. Mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Sverige.
- Introduktion till avloppstekniken (1996). Svenska Kommunförbundet och VAV, Kommentus Förlag AB, Stockholm, Sverige.
- Kvävereduktion vid kommunala avloppsreningsverk (1991). Nr. 23 Slutrapport. Rapport 3975. Naturvårdsverket, Solna, Sverige.
- Luftvård (1986). P. Grennfelt, B. Holmer, I. Leksell, B. Persson, B. Steen, G. Wallin och G. Värmbj, 3:e upplagan, Bokskogen, Göteborg, Sverige.
- Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming (1993). D. Jenkins, M. Richard, och G. Daigger, 2:a upplagan. Lewis publisher, inc, USA.
- PID Controllers: theory, design and tuning (1995). K. Åström och T. Hägglund. Instrument Society of America, North Carolina, USA.
- Praktisk processreglering (1997). T. Hägglund. Studentlitteratur, Lund, Sverige.
- Realising full-scale control in wastewater treatment systems using in situ nutrient sensors (2002). P. Ingildsen. Doktorsavhandling, Inst f Industriell Elektroteknik och Automation, Lunds tekniska högskola, Lund, Sverige.
- Skumning orsakad av *Microthrix parvicella* – Litteratursammanställning (1996). Stockholm Vatten AB, SYVAB, Käppalaförbundet, Stockholm, Sverige.
- Spildevandsrensning – biologisk og kemisk (1992). M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour Jansen och E. Arvin, 2:a upplagan. Polyteknisk Forlag, Lyngby, Danmark.

The microbiology of activated sludge (2000). R. J. Seviour och L. L. Blackall (red.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holland.

Wastewater engineering (1991). G. Tchobanoglous och F. Burton. Metcalf & Eddy Inc, McGraw-Hill Inc, Singapore, Singapore.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08-506 002 00

Fax 08-506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se