Rapport *Nr 2018-11*

Infiltrationsanläggningar för dricksvattenberedning

Underlag för en drifthandbok

Kristofer Hägg, Kenneth M. Persson,
Tobias Persson, Qing Zhao

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten
Utveckling

Bibliografiska uppgifter för nr 2018-11

Rapportens titel:	Infiltrationsanläggningar för dricksvattenberedning – Underlag för en drifthandbok
Title of the report:	Artificial recharge plants for drinking water supply – Groundwork for a manual for operation
Författare:	Kristofer Hägg, Sweden Water Research AB; Kenneth M. Persson, Sydvatten AB; Tobias Persson, Sydvatten AB; Qing Zhao, Kalmar Vatten AB
Rapportnummer:	2018-11
Antal sidor:	58
Sammandrag:	Rapporten sammanställer erfarenheter av drift, underhåll och utförda försök från 16 svenska infiltrationsvattenverk. Sammanställningen är ett underlag till en framtida handbok. Syftet med projektet var att lyfta kunskapsnivån, öka informationsutbytet samt bevara den kunskap som dagens operatörer på infiltrationsvattenverken besitter.
Abstract:	Experiences from operation and management of water treatment plant's (WTP) were compiled, laying the groundwork for a manual for operation and maintenance of artificial recharge facilities. In the report, experiences from WTP operation, management and field studies were discussed.
Sökord:	Dricksvatten, grundvatten, ytvatten, råvatten, konstgjord grundvattenbildning, bassänginfiltration, inducerad infiltration, sprinklerinfiltration, förbehandling, organiskt material, infiltrationsvattenverk
Keywords:	Drinking water, groundwater, surface water, raw water, artificial groundwater recharge, managed aquifer recharge, basin infiltration, sprinkler infiltration, pretreatment, organic material, artificial groundwater recharge plant
Målgrupper:	Forskare, konsulter, driftpersonal VA, VA-personal
Omslagsbild:	Nyligen driftsatt infiltrationsbassäng på Vombverket. Foto: Kristofer Hägg, Sweden Water Research AB.
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2018
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	16-118
Projektets namn:	Underlag för en drifthandbok – Erfarenheter av drift och underhåll av infiltrationsanläggningar för dricksvattenberedning
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Sydvatten AB, Eskilstuna Energi & Miljö, Kalmar Vatten AB, Karlstad kommun och Luleå kommun

Layout: Bertil Örtenstrand, Ordförrådet AB.

Förord

Under ett projekt som pågått från 2016 till 2018 har 16 infiltrationsvattenverk samarbetat för att sammanställa drifterfarenheter i syfte att lyfta kunskapsnivån, öka informationsutbytet samt bevara kunskapen som infiltrationsvattenverk besitter. Projektet har fått ekonomiskt stöd från Svenskt Vatten Utveckling, Sydvatten AB, Eskilstuna Energi & Miljö, Kalmar Vatten AB, Karlstad kommun, Teknik- och fastighetsförvaltningen och Luleå kommun, Tekniska förvaltningen, VA-avdelningen. Tack till alla som bidrog med erfarenheter till rapporten, och framförallt tack till alla som ställde upp på intervjuer och bidrog till en lärorik kunskapssammanställning.

Alla medverkande i bokstavsordning:
Larserik Johansson, Eskilstuna Energi och Miljö AB
Magnus Wallin, Eskilstuna Energi och Miljö AB
Sara Frejlöv, Eskilstuna Energi och Miljö AB
Karolina Stenroth, Gästrike Vatten AB
Annica Wijk, Hallstahammars kommun
Heimo Suutari, Hallstahammars kommun
Lars Holmberg, Hudiksvalls kommun
Qing Zhao, Kalmar Vatten AB
Kenneth Johansson, Karlskrona kommun
Richard Andersson, Karlskrona kommun
Eva-Lena Beiron, Karlstads kommun
Victoria Hågland Sandborgh, Karlstads kommun
Alexander La Motte, Kristinehamns kommun
Jan Ternbom, Kristinehamns kommun
Elin Granberg, Köpings kommun
Jan-Erik Ylinenpää, Luleå kommun
Uno Schön, MittSverige Vatten AB
Göran Vikergård, Mälarenergi AB
Kurt Boström, Nyköping Vatten
Mats Lindberg, Nyköping Vatten
Krister Eskilsson, Skåne Blekinge Vattentjänst AB
Mats Lundqvist, Surahammars Kommunalteknik AB
Britt-Marie Pott, Sydvatten AB
Kenneth M. Persson, Sydvatten AB
Mattias Carlsson, Sydvatten AB
Tobias Persson, Sydvatten AB
Åsa Boberg, Tekniska verken i Linköping AB
Jenny Johrin, VA-bolaget i Karlskoga AB
Fredrik Kilstam, Örebro kommun
Lars Ferbe, Örebro kommun

Lund, april 2018
Kristofer Hägg, Sweden Water Research AB

Innehåll

Förord **3**

Sammanfattning **6**

Summary **7**

Ordförklaringar **8**

1 Inledning **9**

1.1 Syfte 9

1.2 Metod 9

1.3 Vattenverk 9

2 Yt- till dricksvatten **15**

2.1 Råvattnet 15

3 Konstgjord infiltration **23**

3.1 Drift och underhåll av infiltrationsbassänger 24

4 För- och efterbehandling **32**

5 Behandlingsresultat och diskussion **38**

5.1 Sammanställning av verkens förutsättningar och resultat 38

5.2 Behandlingseffekter 41

6 Slutsatser och erfarenheter **47**

7 Lästips **49**

8 Referenser **51**

Sammanfattning

Rapporten sammanställer erfarenheter av drift, underhåll och utförda försök från 16 svenska infiltrationsvattenverk. Sammanställningen är ett underlag till en framtida handbok. Syftet med projektet var att lyfta kunskapsnivån, öka informationsutbytet samt bevara den kunskap som dagens operatörer på infiltrationsvattenverken besitter.

En fjärdedel av allt dricksvatten i Sverige produceras av vattenverk som utnyttjar konstgjord grundvattenbildning. Vanligen pumpas ytvatten till en infiltrationsbassäng som ligger uppe på en ås. Råvattnet infiltrerar ner till grundvattenzonen – först genom bassängen, därefter genom en omättad zon. Under infiltrationen sker det avskiljning av suspenderat material och nedbrytning av organiska ämnen. För nedbrytningen går det åt syre, och halten organiska ämnen mäts som kemisk syreförbrukning (COD_{Mn}). Oftast behövs det en förbehandling innan ytvattnet infiltreras. Det kan vara mikrosilning eller snabbfiltrering, och i vissa fall kemisk fällning.

Det finns bara begränsad information om hur infiltrationsvattenverk borde drivas och hur de drivs i dag. Detta ville projektledningen från Sweden Water Research råda bot på genom dels en litteraturstudie, dels en intervjuundersökning med 16 infiltrationsvattenverk. Vilka problem har uppstått i verken, och hur löstes problemen? Hur ser driften ut i olika verk? Hur mycket reduceras COD_{Mn} i olika anläggningar? Har verken för- och efterbehandlingar? Hur drivs bassängerna när det gäller vilotid, rensning och skumning?

Utformningen och driften av de 16 vattenverken styrs i stor utsträckning av deras förutsättningar, där råvattnets kvalitet och markens reningsförmåga hör till de viktigaste. För bassängdriften fanns det ett samband mellan antalet rensningar (skumningar) per år och hur mycket vatten som infiltrerades (den hydrauliska belastningen), men framför allt ett samband med mängden organiskt material som infiltreras.

Infiltrationsvattenverken med kemisk fällning som förbehandlingsmetod tenderade att ha högre färgtal och COD_{Mn} (≈10 mg/l) i råvattnet. Dessa verk hade också låga värden på COD_{Mn} (<1,5 mg/l) i utgående dricksvatten i stort sett oberoende av råvattnets COD_{Mn}. För infiltrationsvattenverken utan kemisk fällning steg COD_{Mn} i dricksvattnet när COD_{Mn} ökade i råvattnet. Sammansättningen hos det organiska materialet i vattnet jämfördes genom att man tittade på vattnets specifika UV-absorbans. Det verkade vara så att de organiska fraktioner som reduceras i störst utsträckning är högmolekylära organiska molekyler, till exempel polyaromater.

Alla vattenverken hade en reningsgrad för COD_{Mn} mellan 60 och 80 procent över infiltrationssteget, och detta verkade vara oberoende av till exempel mäktigheten hos den omättade zonen, vilket tyder på att reningsgraden är beroende av flera parametrar. Parametrarna mäktighet omättad zon, hydraulisk belastning, avstånd mellan infiltrationsområde och uttag, uppehållstid och infiltrationsyta hade var och en ingen enskild påverkan på reningsgraden.

Summary

The project contains a literature study, where information has been collected from published reports, and a survey that 16 Swedish artificial recharge plants took part in. In the report, the experiences from investigations, field work and management of water treatment plant's (WTP) were compiled. This includes, how the WTP's were operated, their conditions and, if any, field studies they had conducted. The purpose was to gather experiences from WTP's with the intention that results could aid future studies and projects.

The management of the WTP's were dependent largely on their natural conditions, the raw water quality and the treatment capacity of the ground being the key contributors for the design and operation of the WTP. For the operation of the infiltration basins, the cleaning frequency correlated with the hydraulic load in the basin, and especially the organic load (COD_{Mn} · hydraulic load).

WTP's that pretreated the raw water through chemical flocculation, tended to have raw water with higher color (≥50 mg/l Pt) and COD_{Mn} values (≈10 mg/l), and had less organic matter in the finished drinking water (<1,5 mg/l), essentially independent of the organic content in the raw water. On the other hand, there was a correlation between organic matter in raw water and drinking water, for WTP's that only relied on infiltration.

The parameters thickness of unsaturated zone, hydraulic load, distance between recharge area and extraction point, residence time and recharge area did not, by their own, have any impact on the reduction of COD_{Mn} (purification degree). The purification degree over the infiltration step for the WTP's ranged between about 60–80 %, and this appeared independent of the thickness of the unsaturated zone, which indicates that the purification degree depends on several parameters.

The organic matter composition was also studied, where data was available, by comparing the specific UV-absorbance (SUVA) for the water at different stages in the WTP. SUVA, which is the ratio between UV_{abs} and the total amount of organic carbon (TOC), indicates which organic fractions that dominates the water sample. For all WTP's, SUVA was reduced, which indicates that organic matter with high molecular weight (e.g. polyaromatic compounds), that absorb UV-light, are reduced.

Ordförklaringar

NOM	Naturligt Organiskt Material
TOC	Totalt Organiskt Kol
COD_{Mn}	Kemisk syreförbrukning
Råvatten	Inkommande ytvatten
Infiltrationsvatten	Inkommande vatten till infiltrationsbassängerna
Brunnsvatten	Uppumpade grund- och infiltrationsvatten från brunnarna
Dricksvatten	Utgående dricksvatten till ledningsnätet
Reningsgrad	Reduceringen av COD_{Mn} över infiltrationssteget $[(COD_{infiltrationsvatten} - COD_{Brunnsvatten})/ COD_{infiltrationsvatten}]$
Total reningsgrad	Reduceringen av COD_{Mn} över hela infiltrationsvattenverket $[COD_{Råvatten} - COD_{Dricksvatten}]/COD_{Råvatten}]$
SUVA	Specifik UV_{254nm}-absorbans (l/mg,m) $[(UV_{abs}(cm^{-1})/TOC) \cdot 100cm/m]$
Akvifär	Geologisk formation som kan lagra och transportera användbara mängder vatten

1 Inledning

En fjärdedel av allt dricksvatten i Sverige produceras av vattenverk som utnyttjar konstgjord grundvattenbildning (Svenskt vatten, 2016). Trots detta finns det väldigt begränsad information om hur dessa anläggningar borde drivas och hur infiltrationsverk driver sina anläggningar idag. Istället drivs de i många fall av hävd som det alltid har gjorts och inte nödvändigtvis på det mest optimala sättet. Detta leder också till en oro över att operatörernas tysta kunskap kan gå förlorad vid generationsväxlingar, när ansvaret för anläggningsdriften övergår till ny personal.

1.1 Syfte

Syftet med rapporten är att lyfta kunskapsnivån för svenska infiltrationsverk och se till att kunskapen om anläggningsdriften inte går förlorad genom att dokumentera kunskap och erfarenhet från personal vid infiltrationsvattenverk. Dessutom är målet att dagens och framtidens infiltrationsverk kommer att ha tillgång till verktyg för att underlätta, optimera och utvärdera anläggningsdriften samt jämföra med andra infiltrationsanläggningars resultat.

Frågor som behöver besvaras är:

- Vilka problem har uppstått i olika infiltrationsverk och hur löstes problemen?
- Hur ser driften ut av olika infiltrationsverk? Hur mycket reduceras parametrar som till exempel CODMn i deras anläggning? Har de några för- och efterbehandlingar? Hur drivs bassängerna (vilotid, harvning och skumning etc.)?
- Vilka lärdomar kan vi ta del av från eventuella olika infiltrationsförsök?

1.2 Metod

Projektarbetet bestod delvis av en litteraturstudie där tidigare erfarenheter från olika infiltrationsanläggningar sammanställts från publicerade rapporter och artiklar, delvis en intervjuundersökning där data och erfarenheter från olika infiltrationsanläggningar i Sverige samlats in. Intervjuerna innehöll frågeställningar som beskrev anläggningarnas förutsättningar samt deras driftteknska lösningar som säkerställer en god dricksvattenkvalitet. Dessutom syftade intervjuerna till att belysa problem som uppstått vid drift och underhåll av infiltrationsanläggningar och hur verken löste problemen.

1.3 Vattenverk

Alla infiltrationsvattenverk som inkluderades i undersökningen utnyttjade bassänginfiltration, inducerad och naturlig infiltration. Totalt intervjuades

16 infiltrationsvattenverk varav 13 använde bassänginfiltration. För vattenverket i Hudiksvall togs data från tidigare rapporter (Hanson, 2000 och Sundlöf och Kronqvist, 1992) då de fortfarande använde bassänginfiltration. Även för vattenverket i Luleå och Köping hämtades information från Sundlöf och Kronqvist (1992) angående verkets omättade zon. Följande vattenverk deltog i undersökningen:

Intervjuade anläggningar

Bassänginfiltration

1. Eskilstuna
2. Hallstahammar
3. Hudiksvall
4. Kalmar
5. Karlskoga
6. Karlskrona
7. Karlstad
8. Köping
9. Luleå
10. Nyköping
11. Vomb
12. Västerås
13. Örebro

Inducerad och naturlig infiltration

14. Gävle
15. Nordanstigs kommun
16. Surahammar

1.3.1 Bassänginfiltration

1. Eskilstuna, Hyndevadsverket

Hyndevadsverket i Eskilstuna renar ytvatten från Hyndevadsån. Vattnet förbehandlas först genom mikrosilar och snabbfilter innan det infiltreras i grusåsen. Verket har sju infiltrationsbassänger varav fyra normalt är i drift åt gången. Efter ca två veckor pumpas vattnet upp ur brunnar ca 300 meter från infiltrationsområdet. Det uppumpade grundvattnet luftas, snabbfiltreras, pH-justeras med lut och behandlas med klor innan det pumpas ut i ledningsnätet.

2. Hallstahammer, Näs

Vattenverket i Näs producerar konstgjort grundvatten från Kolbäcksån. Råvattnet från ån tas först till en intagsbrunn för att säkerhetsställa ett konstant flöde till de två infiltrationsbassängerna urgrävda ur åsen vid Skantzenområdet. Efter ca 40 dagar pumpas grundvattnet upp ur två brunnar. Tidigare har vattenverket haft tre brunnar men efter att höga järn- och manganhalter funnits i brunnen har verket valt att stänga av den och istället borrat en ny brunn som blir klar våren 2018. Det uppumpade grundvattnet luftas, pH-justeras och pumpas till två lågreservoarer innan dricksvattnet skickas ut till abonnenter.

3. Hudiksvall, f.d. Hudiksvall vattenverk
Tidigare har vattenverket i Hudiksvall infiltrerat snabbfiltrerat sjövatten i åsen men har sedan några år övergått till ett traditionellt grundvattenverk. I det gamla verket pumpades vattnet upp ur brunnar ca 500 meter från infiltrationsplatsen. Det uppumpade vattnet utgjordes av 50 % naturligt grundvatten och innehöll järn, varför verket efterbehandlade vattnet genom luftning och filtrering. Hudiksvall har nyligen utfört pilotförsök där markbeskaffenheten har undersökts i Hallbovik för en eventuell reservvattentäkt. I försöket jämfördes infiltrationen mellan sprinkler- respektive bassänginfiltration, där båda metoderna visade sig fungera likvärdigt. Vattentäkten i Hallbo används idag som ett naturligt infiltrationsområde och kan i framtiden användas som infiltrationsområde för konstgjord grundvattenbildning.

4. Kalmar, Yxneberga, Bottorp och Skälby vattenverk
Ytvatten från Hagbyån leds till Kalmars förbehandlingsverk, Yxneberga, som togs i drift 2009. Verket förbehandlar råvattnet i flera steg. Först utförs en grovrensning innan råvattnet passerar genom ett Dynadisc filter följt av alkalisering (CO_2/krita). Sedan tillsätts fällningskemikalier innan vattnet passerar genom Dynasand filter. Efteråt fördelas det filtrerade vattnet över någon av de fem infiltrationsdammarna på Bottorp och Stenkällan. Uppumpningen av infiltrerat grundvatten sker via 11 brunnar belägna 500–600 meter bort från infiltrationsplatsen, där vattnet fördelas mellan Skälby och Bottorp vattenverk. I dessa verk efterbehandlas vattnet genom alkalisering och desinficering innan det skickas ut i ledningsnätet.

5. Karlskoga, Gälleråsen
I Gälleråsen vattenverk i Karlskoga renas vatten från Timsälven. Råvattnet förbehandlas genom, mikrosilning, pH-höjning, kemisk fällning med Dynasandfilter och till sist en pH-höjning till innan vattnet infiltreras i åsen. Efter en uppehållstid på ca 16–25 dygn pumpas det konstgjorda vattnet upp ur brunnar ca 350–650 meter bort från infiltrationsområdet. Innan dricksvattnet skickas ut till abonnenterna utför verket en pH-justering följt av en desinficering med hjälp av UV-ljus.

6. Karlskrona, Vång och Hillerslätt vattenverk
I Johannishus infiltrationsanläggning används råvatten från Lyckebyån. Vattnet passerar först genom mikrosilar och filtreras i kontaktfilter (Dynasand filter) innan det fördelas i infiltrationsbassängerna vid Vång och Hillerslätt infiltrationsområde. Båda infiltrationsområdena har fyra bassänger vardera och två bassänger i respektive område används kontinuerligt medan de andra vilar. Bassängerna är schaktade ur det naturliga åsmaterialet med ett lager av snabbfiltersand lagt i botten (ca en meter djupt). Efter en uppehållstid på ca tre veckor pumpas det konstgjorda grundvattnet upp ur brunnar mellan 150–450 meter från infiltrationsplatsen. Därefter luftas (i Sorubinluftare), filtreras (sand- och kolfilter) och UV-behandlas vattnet innan det skickas ut i distributionsnätet.

7. Karlstad, Sörmoverket
Sörmoverket i Karlstad använder bassänginfiltration med råvatten från Vänern, reningen sker i flera steg. Först höjs hårdheten och alkaliniteten

genom en tillsats av kalk och kolsyra följt av snabbfiltrering innan vatten fördelas över infiltrationsbassängerna. Det uppumpade grundvattnet UV-behandlas och pH-justeras med lut. Infiltrationsvattnet hämtas upp ur brunnar som ligger mellan 80–250 meter från infiltrationsplatsen vilket resulterar i en uppehållstid på upp till 2 månader (med undantaget av en reservbrunn belägen 5 meter från bassängerna). Sörmoverket har även klorering i beredskap och möjligheten att rena vattnet genom kemisk fällning om råvattenkvaliteten skulle försämras eller om verket skulle förlora möjligheten att rena vattnet genom infiltration.

8. Köping, Lötgatan

Köpings infiltrationsvattenverk på Lötgatan tar råvatten från Hedströmmen som snabbfiltreras och infiltreras i den naturliga grusåsen. Råvatten fördelas över tre infiltrationsbassänger och efter ca 3 veckor pumpas det konstgjorda grundvattnet upp ur brunnar ca 2 km bort från infiltrationsområdet. I och med den naturliga förekomsten av Uran i berggrunden och grusåsen återfinns låga halter (< 10µg/l) i dricksvattnet. I väntan på ett nytt reningssteg hålls riktvärdet genom att verket reglerar infiltrationen från Hedströmmen och därmed minskar andelen naturligt grundvatten i det uppumpade vattnet.

9. Luleå, Gäddviks nya vattenverk

Det moderna vattenverket i Luleå togs i drift i slutet av 2015. Processen är densamma som det gamla verket, där råvatten från Luleälven snabbfiltreras och sedan fördelas i infiltrationsbassänger. Skillnaden är att det nya verket har möjligheten att rena vattnet genom kemisk fällning. Under normal drift tillsätts fällningskemikalier efter infiltrationen följt av efterfiltrering innan vattnet UV-behandlas och skickas till konsumenterna. Vid behov, t.ex. vid driftstörningar, kan verket ställas om och användas som ett ytvattenverk genom att ersätta infiltrationssteget med ytterligare ett kemiskt fällningssteg. Behandlingsresultaten som presenteras i rapporten är dock för det tidigare verket utan kemisk fällning.

10. Nyköping, Högåsen

I Högåsens vattenverk renas vatten från sjön Yngaren. Råvattnet renas först genom att passera mikrofilter innan det fördelas i tre infiltrationsbassänger. Efter en uppehållstid på ca en månad pumpas grundvattnet upp och leds till en lågreservoar. Verket pH-justerar vattnet med lut och tillsätter natriumhypoklorit innan dricksvattnet skickas ut till konsumenterna.

11. Vomb, Vombverket

Vombverket i Skåne är byggt i ett fält med isälvsavlagringar där råvatten från Vombsjön infiltreras. Råvattnet förbehandlas för tillfället med mikrosilar men verket har planer att övergå till diskfilter för att reducera den höga organiska belastningen i infiltrationsbassängerna. Det infiltrerade vattnet hämtas upp ur brunnar som ligger ca 200 meter från infiltrationsplatsen. Efter att infiltrationsvattnet luftats, avhärdas vattnet i avhärdningsreaktor. Detta är nödvändigt på grund av att ytvattnet från Vombsjön är hårt och marklagren i Vombfältet kalkrika. Efter avhärdningen tillsätts en liten mängd järnklorid och därefter snabbfiltreras vattnet för att avlägsna kalkresterna.

Innan vattnet pumpas ut i distributionsnätet tillsätts monokloramin i förebyggande syfte.

12. Västerås, Hässlö och Fågelbacken vattenverk

Västerås har två infiltrationsvattenverk, ett vid Hässlö och ett vid Fågelbacken. Råvatten från Mälaren förbehandlas genom kemisk fällningen och sedimentation innan vattnet transporteras till respektive verk. I verket vid Fågelbacken skickas vattnet ut direkt till dammar i grusåsen medan i Hässlö fördelas vattnet över två infiltrationsbassänger. Bassängerna är schaktade direkt ur den naturliga grusåsen och i bassängbotten är ett 1,5 meter djup lager av filtersand lagt. Uppehållstiden är ca 2 veckor innan infiltrationsvattnet pumpas upp ur brunnar som ligger mellan 400 och 1 200 meter från infiltrationsplatsen. Genom att mäta kloridhalten har det konstaterats att 5–10 % av det uppumpade vattnet består av naturligt grundvatten. I Fågelbacken desinficeras vattnet med UV-ljus och natriumhypoklorit medan på Hässlö tillsätts endast natriumhypoklorit. Det uppumpade grundvattnet pH-justeras vid båda verken innan det skickas ut till abonnenterna.

13. Örebro, Skråmsta

I Skråmsta infiltrationsvattenverk i Örebro förbehandlas ytvatten från Svartån genom kemisk flockning, sedimentering och snabbfiltrering innan vattnet pumpas till tre infiltrationsområdena, Bista, Jägerbacken eller Eker. Områdena har totalt 10 infiltrationsbassänger som använder siktad och tvättad sand från åsen ovanpå det naturliga materialet i botten av bassängerna. Efter en uppehållstid på ca 3 veckor pumpas vattnet upp ur brunnar mellan 60–250 meter från infiltrationsområdet och efterbehandlas sedan genom en tillsats av natriumhypoklorit och släkt kalk innan det skickas ut i ledningsnätet. Under en revisionsperiod för fällningsanläggningen pumpades tidvis råvatten direkt ut till infiltrationsområdena med endast snabbfiltrering som förbehandlingssteg. Detta ledde till förhöjda halter av färg, turbiditet och COD_{Mn} i dricksvattnet vilket bekräftade behovet av förbehandlingssteget.

1.3.2 Inducerad infiltration

14. Gävle, Totra

På Sätra vattenverk används grundvattnet från Gävle-Valboåsen för dricksvattenförsörjningen som försörjer Gävle stad med ytterområden. Naturlig inducering av ytvatten från Gavleån bidrar till grundvattenbildningen i Gävle-Valboåsen. För att ytterligare förstärka grundvattenbildningen sker också konstgjord infiltration med vatten från Gavleån som renas genom en membranfilteranläggning innan infiltrationen. Grundvattenuttaget görs på flera platser längs åsen och grundvatten återinfiltreras också för att reducera mangan och öka grundvattentillgången i det delmagasin där de största grundvattenuttagen sker. Från uttagsbrunnarna pumpas vattnet till Sätra vattenverk för pH-justering med lut, UV-behandling och klorering.

15. Nordanstigs kommun, inducerad infiltration från bland annat Hasselasjön

Hassela vattenverk utnyttjar inducerad infiltration kombinerat med återinfiltration. Verket pumpar upp grundvatten från råvattenbrunnar där vattnet

luftas med hjälp av plåtar och sprids över två infiltrationsbassänger. Bassängerna tas ur drift varannan månad på grund av den relativt höga belastningen och de höga råvattenparametrarna (järn, mangan, färg, turbiditet och COD_{Mn}). Förhoppningen är att reducera detta till 1–2 gånger per år efter att verket borrat nya, grundare, råvattenbrunnar som förväntas förbättra vattenkvaliteten. I bassängerna blandas ett 5 dm djupt lager av filterkalk (2–5 mm) in mellan två lager av filtersand (0,6–0,8 mm), 3 dm filtersand över och 2 dm filtersand under filterkalken. Vatten, som till störst del består av återinfiltrerat vatten, hämtas sedan från ytligare brunnar nära infiltrationsplatsen (1–15 m).

16. Surahammar, Rävnäs

Rävnäs vattenverk producerar dricksvatten från Strömsholmsåsen nära Kolbäcksån. Grundvattenbildningen stärks genom naturlig inducerad infiltration från ån. Det uppumpade grundvattnet innehåller järn och mangan och därför luftas och återinfiltreras vattnet. Infiltrationsbäddarna är 200 m^2 och 140 m^2 och består av naturgrus från åsen. Efter ca 3 månader när järn- och manganrester sätter igen bäddarna tas översta sand- och gruslagret bort och startas igen utan viloperiod. 3 veckor senare pumpas grundvattnet upp igen från brunnar ca 100 meter från infiltrationsbassängerna. Vattnet pH-justeras och skyddkloreras innan det skickas ut till abonnenterna.

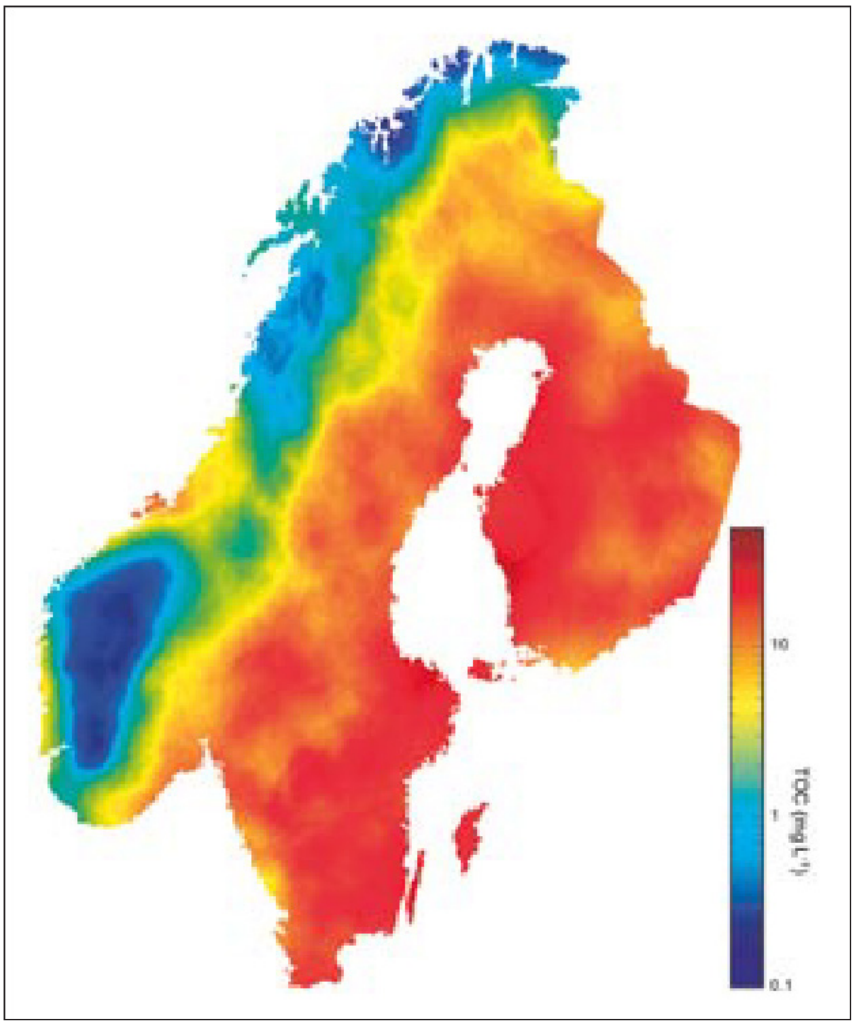
2 Yt- till dricksvatten

Dricksvattenproduktionen i Sverige utgörs uppskattningsvis till hälften av grundvattenverk och hälften av ytvattenverk (Svenskt vatten, 2016). Grundvattenverk kan delas upp i vattenverk som utnyttjar konstgjord infiltration respektive naturlig infiltration. Infiltrationsvattenverk, som ligger i fokus för det här projektet, ökar den naturliga grundvattenbildningen på med hjälp av olika tekniker. De vanligaste sätten detta åstadkoms i Sverige är genom inducerad infiltration och bassänginfiltration. Vid bassänginfiltration, som är den vanligaste metoden, pumpas ytvatten till konstgjorda bassänger eller dammar där vattnet sedan infiltreras, renas med naturliga processer och bildar grundvatten. Tekniken har utnyttjats i Europa sedan 1800-talet men lanserades i Sverige 1898 då det första infiltrationsvattenverket sattes i drift vid Alelyckan i Göteborg. Sedan dess har åtskilliga anläggningar satts i drift, där Vombverket i Skåne utgör den största verksamma infiltrationsanläggningen i Sverige. Inducerad infiltration är ovanligare och kan lätt förknippas med traditionella grundvattenverk. Vattenverk som utnyttjar inducerad infiltration pumpar upp grundvatten i närheten av ytvatten som ökar den hydrauliska gradienten och därmed ökar infiltrationen från ytvattnet till grundvattenmagasinet (Fetter, 2014). Sprinklerinfiltration, med några undantag, används traditionellt inte i Sverige men som är vanligare i till exempel Finland (Jokela et al., 2017). Eftersom ytvattnet har så stor betydelse för infiltrationsvattenverk kommer detta kapitel fokusera på de intervjuade infiltrationsverkens förutsättningar.

2.1 Råvattnet

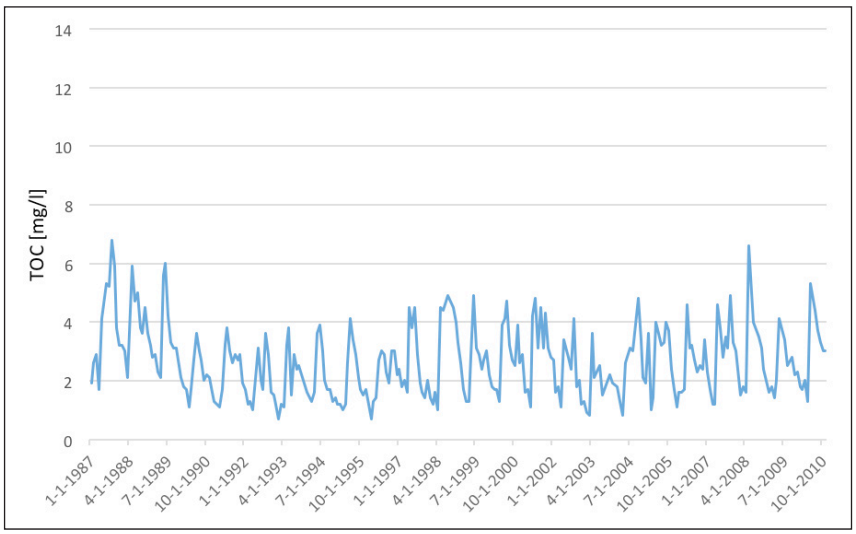
Infiltrationsanläggningars förmåga att producera dricksvatten av hög kvalitet är i stor utsträckning beroende av råvattenkvaliteten. Med råvatten menas det ytvatten som används vid inducerad infiltration och bassänginfiltration, och inte det uppumpade grundvattnet som brukar förknippas med råvatten vid inducerad infiltration. Ytvatten med högt organiskt eller oorganiskt innehåll kan sätta krav på verk att förbehandla råvattnet innan infiltrationen antingen för att säkra dricksvattenkvaliteten eller för att undvika igensättningar i infiltrationsbassängerna.

Det kan vara stora skillnader på ett ytvattens kvalitet och de problem som upplevs. Sjöar som har längre uppehållstider upplever oftast andra problem än vattendrag. Även var i landet ytvattnet befinner sig har stor betydelse. Ytvatten med hög organiskt materialhalt är till exempel vanligare i centrala och södra Sverige än i norra Sverige (Löfgren, 2017). I studien “Climate induced variation of dissolved organic carbon in Nordic surface waters” mättes halten organiskt material (TOC) i ca 4 900 sjöar i Norden. Resultatet visade att ytvatten i norska fjällen hade extremt låga halter av organiskt material (< 1mg/l) medan i sydöstra Sverige fanns sjöar med organiska halter över 20 mg/l (se Figur 2.1).

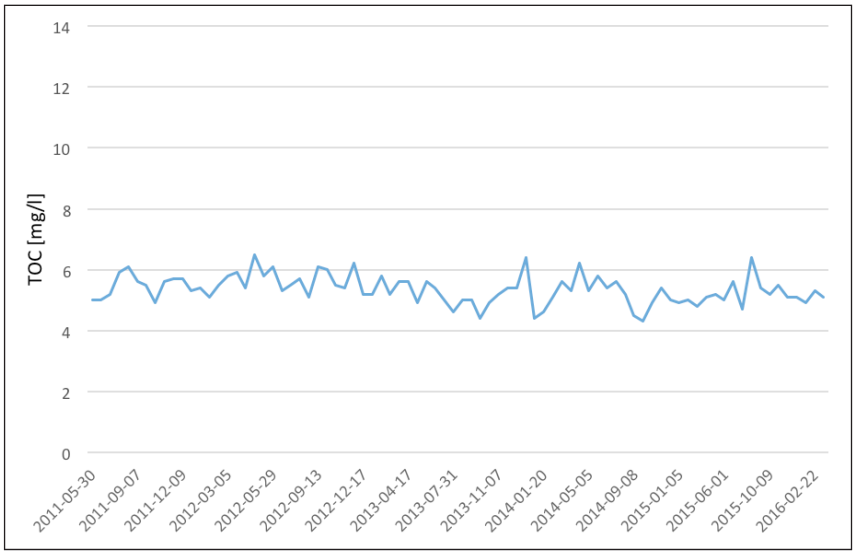


Figur 2.1 Karta över TOC-halten i nordiska sjöar. (Löfgren, 2017)

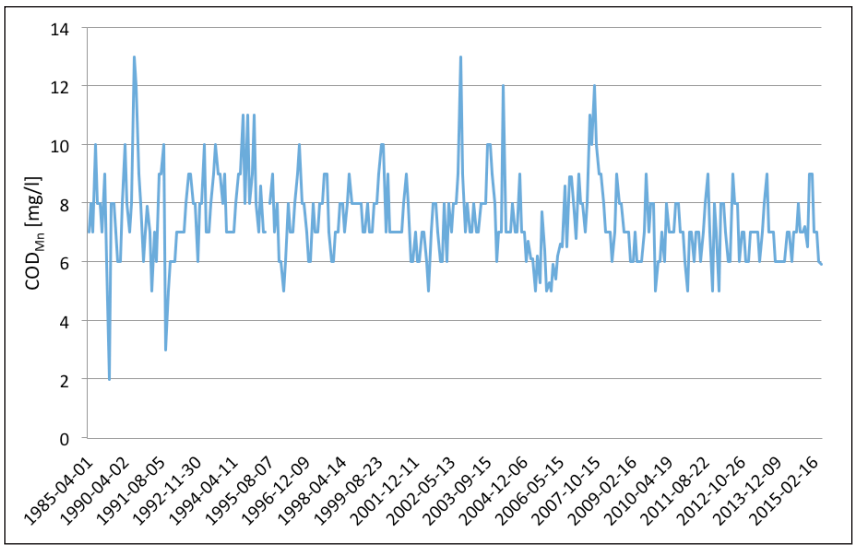
Dessa resultat stämmer generellt överens med de intervjuade infiltrationsverkens förutsättningar, där Hagbyån (Kalmar) och Lyckebyån (Karlskrona) i sydöstra Sverige har kemisk syreförbrukning (COD_{Mn}) 17 respektive 28 mg/l. Samtidigt som Vänern (Karlstad) och Timsälven (Karlskoga) har ca 5 respektive 9 mg/l, och Luleälven ca 4 mg/l i norra Sverige. I Figur 2.2, 2.3 och 2.4 visas TOC- och COD_{Mn}-variationen för tre olika ytvatten.



Figur 2.2 TOC-variationen i Luleälven från 1987 till 2010.

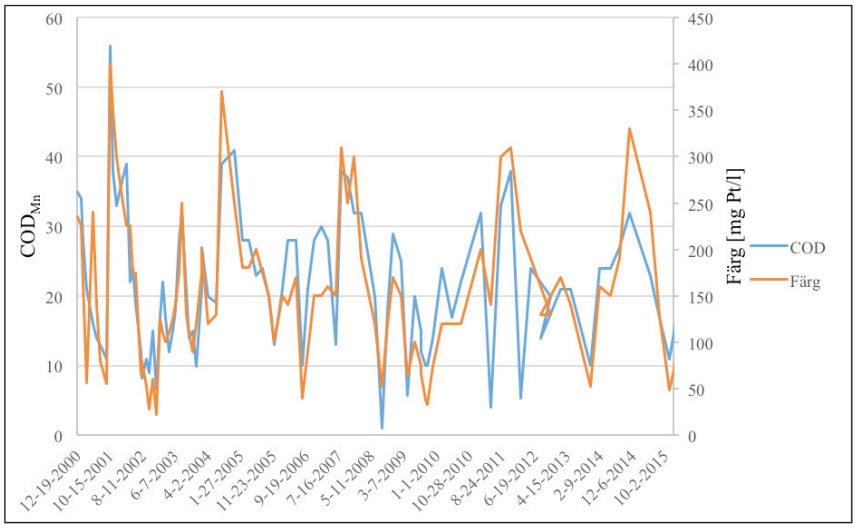


Figur 2.3 TOC-variationen i Vänern från 2011 till 2016.



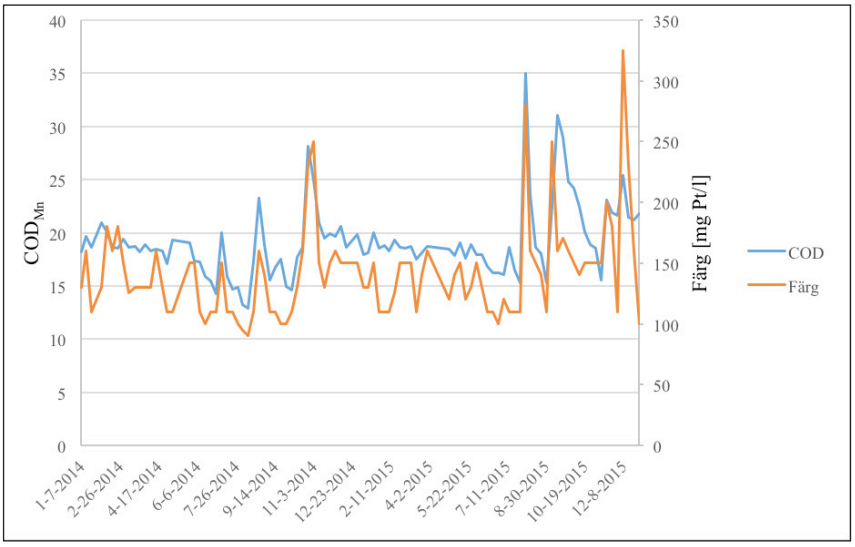
Figur 2.4 COD-variationen i Vombsjön från 1985 till 2015.

Råvattenkvaliteten varierar kraftigt i landet vilket leder till olika förutsättningar för olika vattenverk. I Kalmar har ytvattnet varit så besvärligt (Figur 2.5) att verket införde förbehandlingssteg för att förbättra råvattenkvaliteten och på så vis avlasta infiltrationsanläggningen.



Figur 2.5 COD$_{Mn}$ och färg-variationen i Hagbyån mellan 2000 och 2015.

I Skråmsta vattenverk i Örebro renas vatten från Svartån som också har hög kemisk syreförbrukning (COD$_{Mn}$) och högt färgtal (Figur 2.6). Detta har bidragit till igensättningar bestående av organiskt material i övergångsskikten under filtersanden.



Figur 2.6 COD$_{Mn}$ och färg-variationen i Svartån mellan 2014 och 2016.

2.1.1 Årsvariationer

Eftersom sjöar och vattendrag oftast används som råvattenkällor så påverkas verken också av ytvattnets årsvariationer. Under vår och höst innebär den ökande nederbörden att vattendragen får en ökad mängd eroderat- och organiskt material som höjer bland annat vattnets färg och turbiditet. I Gällersåsen vattenverk i Karlskoga, som får sitt vatten från Timsälven, upplever

problem med förhöjd turbiditet då regn orsakar att mängden lera ökar i vattnet. Detta är ett vanligt problem och kan orsaka igensättningar i infiltrationsbassängerna om inte verken har den beredskapen som krävs. Vissa ytvatten har förutsägbara årsvariationerna. Ett bra exempel är Luleälven som påverkas kraftigt av snösmältning i maj (Figur 2.7).

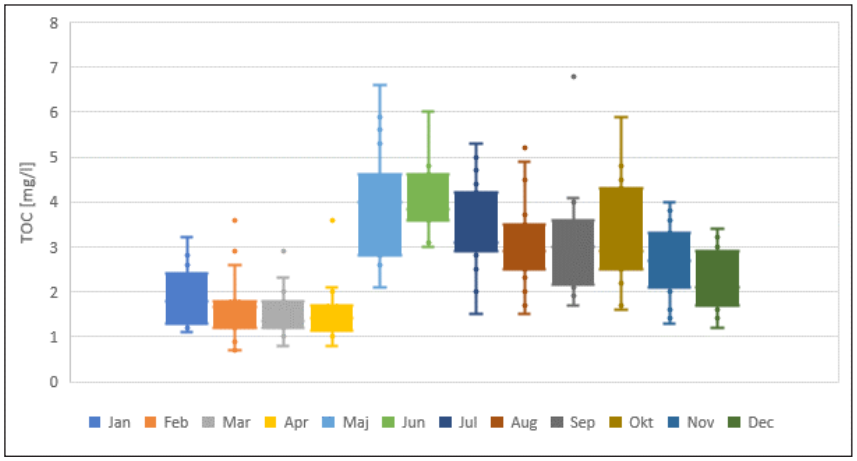
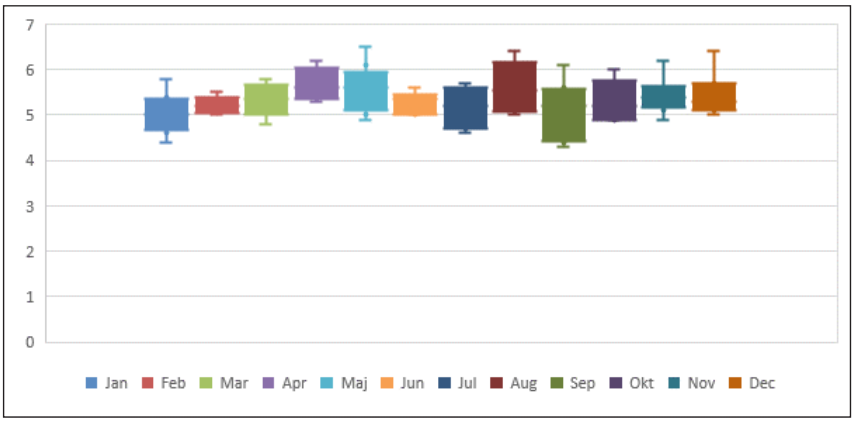


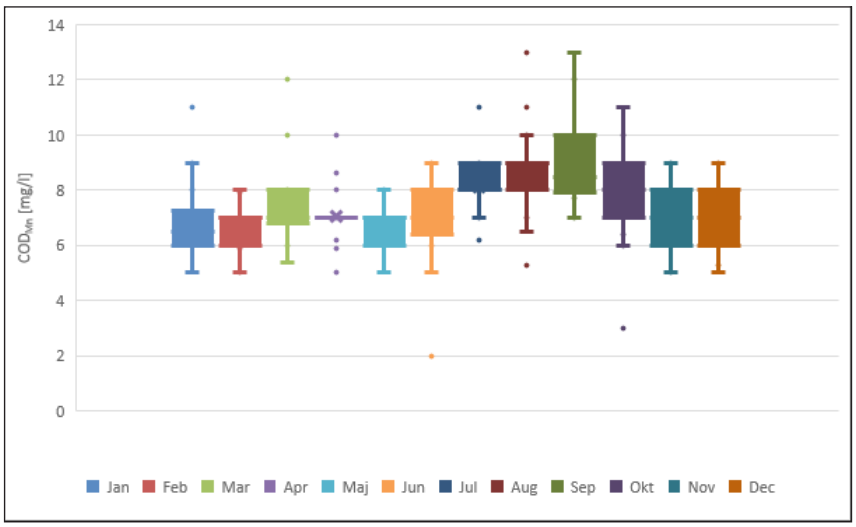
Figure 2.7 TOC-variationer i Luleälven från 1987 till 2010.

Andra ytvatten som till exempel sjöar, ingår i betydligt större system och är därför mindre påverkade av yttre faktorer. Vänern är ett exempel på ett ytvatten med lång uppehållstid och upplever små årsvariationerna, Figur 2.8.



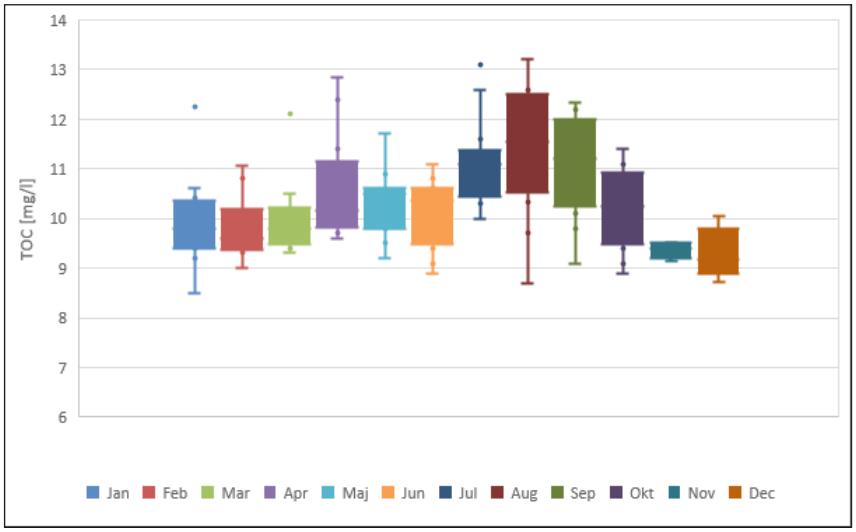
Figur 2.8 TOC-variationer i Vänern (Karlstad) från 2011 till 2016.

Vombsjön som är ett mer besvärligt vatten än Vänern med avseende på näringsämnen, organiskt material och mikroorganismer, är betydligt svårare att rena. Det här beror till stor del att sjön och dess inströmningsområde är påverkat av lantbruk och enskilda avlopp. I Figur 2.9 nedan går det att urskilja en ökning av organiskt material under sommaren, som är ett resultat av den ökade produktionen i sjön på grund av sommarvärmen. Den ökande mängden näringsämnen och organiskt material i sjön korrelerar också med algblomning, som sker tidig vår och sensommar (Muntlig referens).



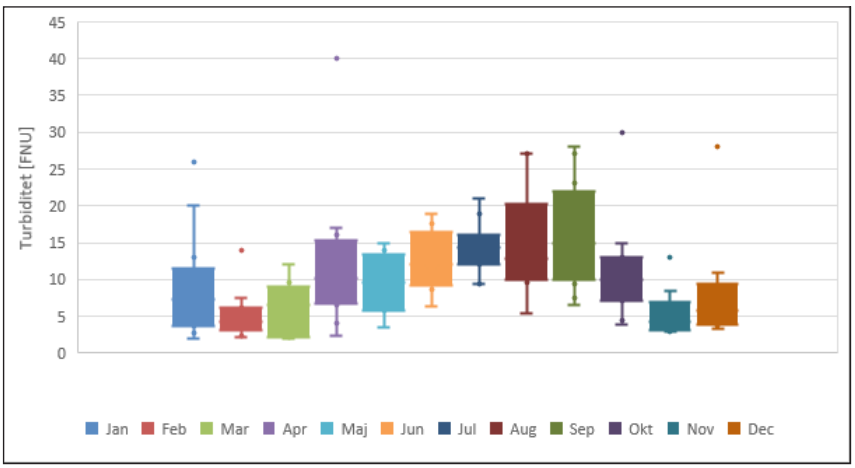
Figur 2.9 COD-variationen Vombsjön från 1985 till 2015.

Liknande trender kan observeras för Hyndevadsån (Figur 2.10) med ökat organiskt innehåll under sommaren. Ån är däremot förhållandevis lågt belastad med avseende på näringsämnen, bekämpningsmedel och avlopp på tack vare ytvattenskyddsområdet.



Figur 2.10 TOC-variationen i Hyndevadsån (Eskilstuna) från 2011 till 2016.

Hyndevadsån har, som många andra vattendrag, mer bekymmer med suspenderat material (Figur 2.11). Det har lett till att turbiditet blivit en av de viktiga parametrarna för Hyndevadsverket att övervaka.



Figur 2.11 Turbiditetsvariationer i Hyndevadsån (Eskilstuna) från 2011 till 2016.

I Svartån (Örebro), som rinner ut i Hjälmaren, börjar COD_{Mn}-halten öka och variera kraftigt i augusti, se Figur 2.12.

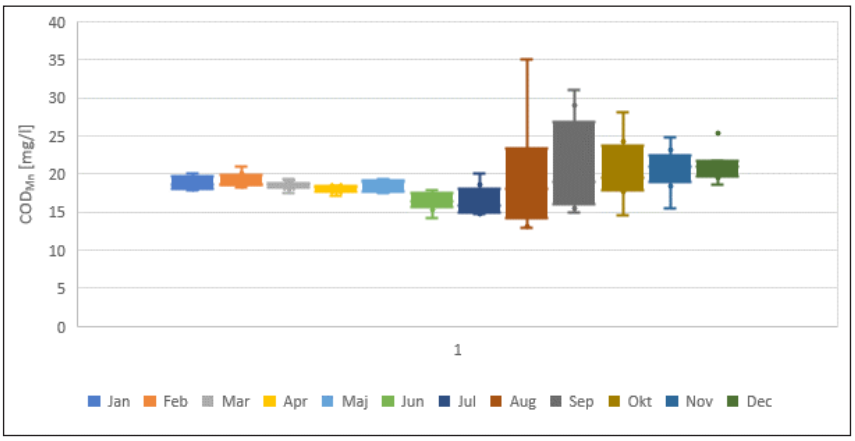
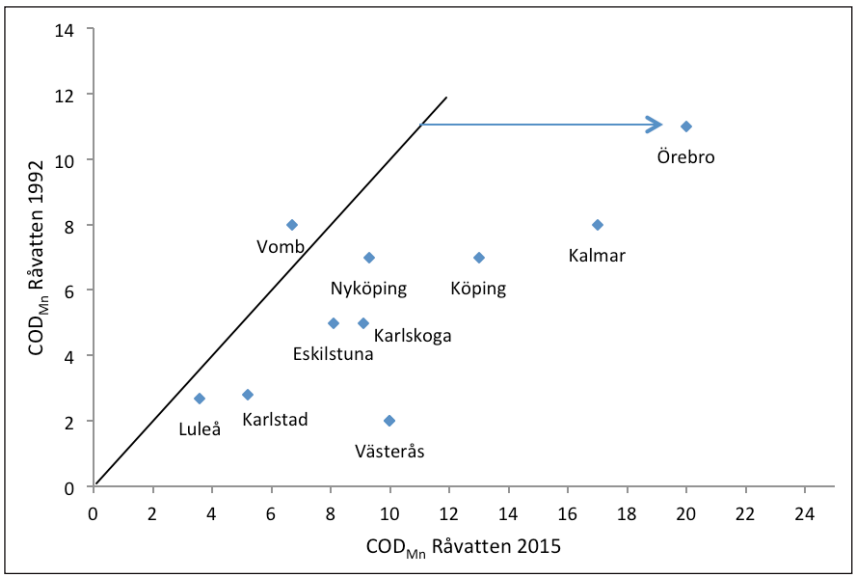


Figure 2.12 COD_{Mn}-variationer i Svartån (Örebro) från 2014 till 2016.

2.1.2 Trender

Bortsett från de kortsiktiga problemen som verken upplever med säsongsmässiga variationerna påverkas verken av förändringar i omgivningen. Markanvändning av lantbruk och utsläpp från industrier har historiskt påverkat sjöar och vattendrag negativt. I framtiden finns det även oro över att klimatförändringar, som är svårare att motverka än punktutsläpp, kommer påverka verken med bland annat en ökande mängd organiskt material i ytvatten. Denna så kallade brunifiering som orsakas av högre halter järn och organiskt material kan komma att ställa stora utmaningar för framtiden.

En jämförelse av den kemiska syreförbrukningen hos några vattenverks ytvatten mellan 1992 och 2015 kan ses i Figur 2.13 nedan. Informationen är samlad dels från intervjuerna och dels från VA-FORSK Rapport nr 1992-13 (Sundlöf och Kronqvist, 1992). Observera att slutsatser om resultaten i figuren bör göras med reservation då det är oklart hur omfattande råvattenanalyserna (års-, månads- eller dagsprov) från den tidigare rapporten var. Dessutom påverkar årsvariationerna med säkerhet resultaten.



Figur 2.13 *COD$_{Mn}$-förändringen för råvattnet mellan 1992 och 2015 på några infiltrationsvattenverk. COD$_{Mn}$-värdena för råvattenproven 1992 erhölls från VA-FORSK Rapport nr 1992-13 (Sundlöf och Kronqvist, 1992).*

Det finns forskning som indikerar att klimatförändringarna kommer resultera i ökad nederbörd (Andréasson et al., 2007) och ökad årsmedeltemperatur (Eklund et al., 2015), vilket skulle innebära att mer alloktont organiskt material skulle transporteras till och att mer autoktont organiskt material skulle produceras i ytvattnet. Med det i åtanke verkar det inte helt orimligt att delvis förklarar resultaten i Figur 2.13 som en effekt av klimatförändringarna. Tankarna om att våra ytvatten kommer uppleva högre halter organiskt material i framtiden är en del i framtidsplaneringen. Vattenverk som bland annat Hyndevadsverket har sett förhöjda värden av CODMn vilket har lett till att försök startats för att möta utmaningarna som ett förändrat klimat medför.

3 Konstgjord infiltration

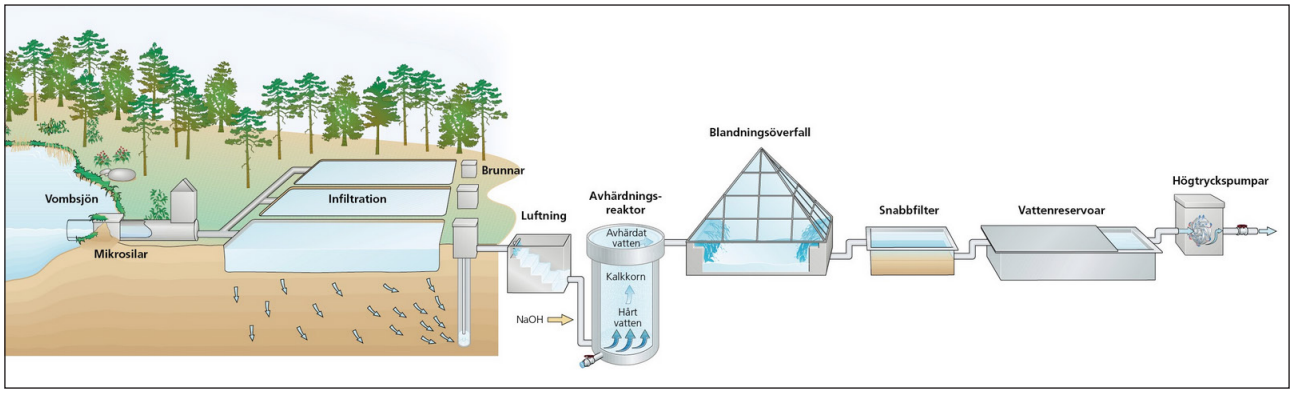
Ökning av grundvattenbildningen kan ske på flera olika sätt där de vanligaste metoderna inkluderar bassänginfiltration, inducerad infiltration, djupinfiltration och sprinklerinfiltration. Sprinklerinfiltration är en teknik där hålförsedda ledningar sprider ytvatten över naturmark (Hanson, 2000). Tekniker är som tidigare nämnt vanligare i Finland och har använts i Sverige men inte i samma utsträckning. På Totra vattenverk i Gävle under startperioden för verkets nya membrananläggning utnyttjades tekniken. Under den begränsade tiden spreds ytvatten från Gavleån ut över skogsmark för att stärka grundvattenbildningen.

Djupinfiltration med syfte att förstärka grundvattenbildningen är i stort sett obefintlig som metod i Sverige men har tidigare använts i Olofström och Kristinehamn (Hanson, 2000). Tekniken använder infiltrationsbrunnar där renat ytvatten pumpas ned i akvifären och kan utnyttjas antingen för förstärkningen eller skydd av grundvattenmagasin. I Kristinehamn har man tidigare använt förbehandlat ytvatten, genom långsamfiltrering, som sedan pumpats ned genom formationsfilterbrunnar (Hanson, 2000). Verket anlade infiltrationsbrunnarna i omgångar på 70- och 90-talet men har sedan dess övergått till bassänginfiltration med kontaktfiltrering som förbehandling (muntlig referens). I Olofström användes djupinfiltration främst för att skydda akvifären från föroreningar men tekniken medförde även en förstärkning av grundvattenbildningen (Hanson, 2000). Infiltrationsbrunnarna var belägna mellan uttagsbrunnarna och en genomfartsväg för att skapa en hydraulisk spärr och därmed skydda akvifären från föroreningar från bilvägen. Råvattnet förbehandlades genom långsamfiltrering innan infiltrationen, och fram till publiceringen av Hanson, 2000 upplevde inte verket några bekymmer med igensättningar i infiltrationsbrunnarna. Sedan 2007 övergick verket till traditionell infiltration dels för att borrarna krävde mycket rengöring, dels att verket såg ökade manganhalter i grundvattnet. Verket kopplade de ökande manganhalterna till ökande halter syreförbrukande organiska ämnen (muntlig referens).

Inducerad infiltration är en teknik där uttagsbrunnar är anlagda nära ett ytvatten så att hydraulisk kontakt uppstår mellan yt- och grundvattnet. Tekniken har fördelen att kostnaden och ingreppet på naturen är lägre än för bassänginfiltration. Nackdelen är däremot att det är svårt att kontrollera omständigheterna för infiltrationen, som till exempel uppehållstid och infiltrationsområde. Tekniken präglas ofta av kortare uppehållstider och reducerande förhållanden som kräver efterbehandlingssteg. Det är därför vanligt att inducerade infiltrationsvattenverk efterbehandlar det uppumpade grundvattnet med återinfiltration för att reducera järn och mangan, och i viss mån organiskt material.

Bassänginfiltration är den vanligaste metoden som används för att öka grundvattenbildningen i Sverige och utgör största delen av rapportens datainsamling. Likt infiltrationsvattenverk som använder inducerad infiltration, är infiltrationsvattenverk med infiltrationsbassänger anlagda i geologiska

formationer där vatten kan lagras och utvinnas i användbara mängder. Vanligast används isälvsavlagringar där infiltrationsbassängerna schaktas direkt ur åsmaterialet. Tekniken innebär att råvatten leds till infiltrationsbassänger där vattnet långsamt infiltreras och bildar grundvatten. Beroende på infiltrationsverkets förutsättningar kan det vara nödvändigt att för- eller efterbehandla vattnet för att säkerhetsställa dricksvatten av god kvalitet. Som ett exempel på hur en anläggning kan se ut, visas Vombverkets process i Figur 3.1 nedan.



Figur 3.1 Vombverkets process (Sydvatten, 2018).

Eftersom rening av ytvatten genom infiltration är centralt för infiltrationsvattenverk kommer nästa avsnitt fokusera på drift och underhåll av infiltrationsbassänger.

3.1 Drift och underhåll av infiltrationsbassänger

3.1.1 Utformning av filterbäddar och bassänger

Infiltrationsbassänger anläggs ofta i naturliga åsar (till exempel sand- och gruåsar) där botten av bassängerna täcks av filtersand. I vissa fall, som i Vombfältet, tas filtersanden från det tidigare schaktade åsmaterialet (muntlig referens). Det är dock vanligast att infiltrationsanläggningar använder filtersand som motsvarar långsamfiltersand (Hansson, 2000). Det är fördelaktigt om bädden utformas så omättad strömning uppstår efter filtersanden. I många fall är den naturligt utvecklade filterhuden kapacitetsbegränsande vilket kan medföra att efterföljande flöde nedåt är omättat (Sundlöf och Kronqvist, 1992). Ett annat sätt att åstadkomma detta är att tillsätta en finkornig sand på ytan av filterbädden, vilket även kan skydda akviferen från igensättningar (Frycklund et al., 1994).

Det finns filterbäddar som har utformats i försök för ett specifikt behandlingsbehov bland annat, inblandning av halm för nitratreduktion, inblandning av naturlig rostjord för reduktion av organiskt material och inblandning av kalksten i filterbäddar för att höja vattnets pH, alkalinitet och hårdhet. (Hansson, 2000) I bland annat Nordanstigs kommun, som har infiltrationsbassänger för återinfiltration, blandas filterkalk in några decimeter under filtersandytan (muntlig referens). Kolonnförsök har även utförts där järnoxidtäckt olivinsand undersöks som filtermaterial för avskiljningen

av NOM i VA-FORSK Rapport 2004-01 (Berggren et al., 2004). Det har också visats i försök att järnoxidtäckt olivinsand ökar virus- och bakteriereduktionen i omättad zon och att metoden därför kan användas för att stärka den mikrobiologiska barriärverkan i tunnare mäktigheter i omättad zon (Lundh et al., 2009).

Vattenintaget till bassängerna, utkastarna (kaskadluftare), varierar också efter anläggningens behov och förutsättningar. Utkastarna är ofta utformade för att syresätta infiltrationsvattnet och på så vis gynna den biologiska nedbrytningen av organiskt material (Crittenden et al., 2012). I Hudiksvall f.d. infiltrationsanläggning utnyttjades, innan verket övergick till ett traditionellt grundvattenverk, höga utkastare i bassängerna för en effektiv luftning (Hansson, 2000). Andra verk, som Vombverket, har utkastare vid bassängkanterna för att underlätta rensningen av bassängerna på bekostnad av en jämn fördelning och luftningen av vattnet. Detta är vanligare för verk som rensar bassängerna maskinellt jämfört med verk som rensar bassängerna för hand. Det finns också infiltrationsvattenverk som använder sig av inloppskanaler med självfall till bassängerna, som t.ex. i Ronneby. Här utnyttjas kanalerna för försedimentering som resulterat i att bassängerna inte behöver rensas lika ofta (Hansson, 2000).

Inblandning av kalksten i filterbädden

Ytvatten i många områden i Sverige är mjuka, har låg alkalinitet och är ofta sura. På grund av de naturliga processerna i marklagren ökar infiltrationsvattnets pH, hårdhet, alkalinitet och konduktivitet genom jonbyte av sura vätejoner och bland annat kalcium. Detta kan leda till att marklagren, med tid, urlakas och därmed förlorar sina egenskaper att buffra det sura infiltrationsvattnet. (Brandesten, 1983) Om detta sker, kan det ta tid att återställa markens buffertkapacitet. Det är därför viktigt att studier utförs på infiltrationsmarkers buffertkapacitet. I Vombfältet i Skåne har studier gjorts på åsfältet där man kom fram till att neutraliseringskapaciteten skulle räcka i över 5 000 år vid dåvarande kalkstensförbrukning (Andersson, et al, 2015).

Många anläggningar har utfört försök där kalksten ($CaCO_3$) blandats in i filtersanden för att undvika separata för- och efterbehandlingssteg. Användandet av kalksten i filtersanden höjer inte pH för högt och den naturligt förkommande koldioxiden som finns i infiltrationsvatten samt den koldioxid som produceras vid nedbrytningen av organiskt material används för att frigöra kalcium. (Hansson, 2000)

Det första försöket med att tillsätta kalksten i infiltrationsbassängen för att höja vattnets hårdhet och alkalinitet gjordes i Karlstad (1988). Kalkstenen lades på botten av bassängen samtidigt som koldioxid (för att sänka pH) tillsattes, och inom 3–6 månader hade kalciumhalten och alkaliniteten i grundvattenmagasinet ökat. Verket övergav metoden dock efter några år då det bildades svårgenomträngliga lager i filterbädden. En annan effekt av att kalka direkt på botten var en kraftig tillväxt av vegetation i bassängen. I ett senare försök i Södertälje (1992) hade vattenverket vid Djupdal dragit lärdom från Karlstad och beslutat att blanda in kalksten mellan 0,2–0,8 m under ytan. På så vis resonerades att den kraftiga algblomningen skulle undvikas. Dessutom så ansågs detta mer fördelaktigt då adsorptionen, som sker vid ytan, av humus gynnas av ett lägre pH. Försöket resulterade i ett

hårdare, mineralrikare och mindre aggressivt grundvatten, dock dröjde det ungefär ett år innan effekten började observeras. I ett annat försök vid Djuptorps vattenverk (Ronneby) ökade alkaliniteten och kalciumhalten vid infiltrationsplatsen två år efter att en av bassängerna hade provkalkats (luftningen hade också minskats för att ta vara på kolsyran). Parametrarna hade även ökat i en uttagsbrunn 200 meter bort dock till en lägre utsträckning då vattnet var utblandat med vatten från andra (okalkade) bassänger samt det naturliga grundvattnet. Genom att kalka bassängerna var förhoppningen att undvika dyrare förbehandlingsinvesteringar. Baserat på resultaten blandades kalksten in i samtliga bassänger (även vid Leråkra vattenverk) efter ca fem år då kalken hade förbrukats i provbassängen. Även i Emmaboda blandades kalksten in i filterbäddarna för att eventuellt kunna avveckla verkets föralkaliniseringssteg som utfördes efter kemisk flockning. Det fanns även förhoppningar om att åtgärden skulle förbättra reduktionen av organiskt material genom att infiltrationsvattnet behöll ett lägre pH vid påfyllningen av bassängerna. (Hanson, 2000 och Frycklund et al., 1994)

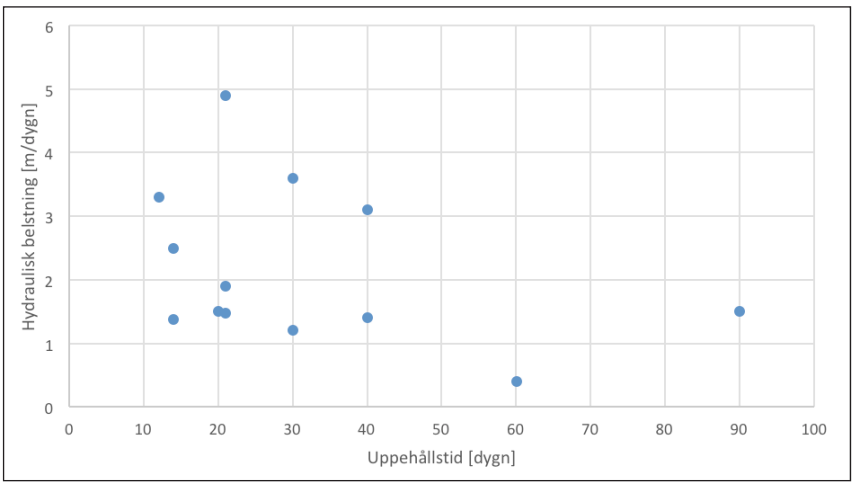
I VA-FORSK Rapport nr 2003-03 (se Kap. 8 Lästips) studerades nio återinfiltrationsanläggningar med krossad kalksten inblandad i filtersanden. I studien visade resultaten, bland annat, att verken inte behövt byta ut kalken på över sju år och att metoden var ett billigare alternativ till andra behandlingsmetoder.

Sammanfattningsvis kan sägas att positiva effekter har observerats och att ersättningen av ett förbehandlingssteg är möjligt om dessa effekter är tillräckligt stora. Detta beror på flera faktorer som till exempel avstånd till uttagsbrunnar, inblandning av det naturliga grundvattnet och filterhudens funktion. Även om metoden är relativt billig så finns det argument för att utnyttja de dyrare förbehandlingsmetoderna där resultaten går att kontrollera i större utsträckning. Dessutom finns det som nämnts tidigare risken att det blir igensättningar i olika markskikt.

3.1.2 Hydraulisk belastning

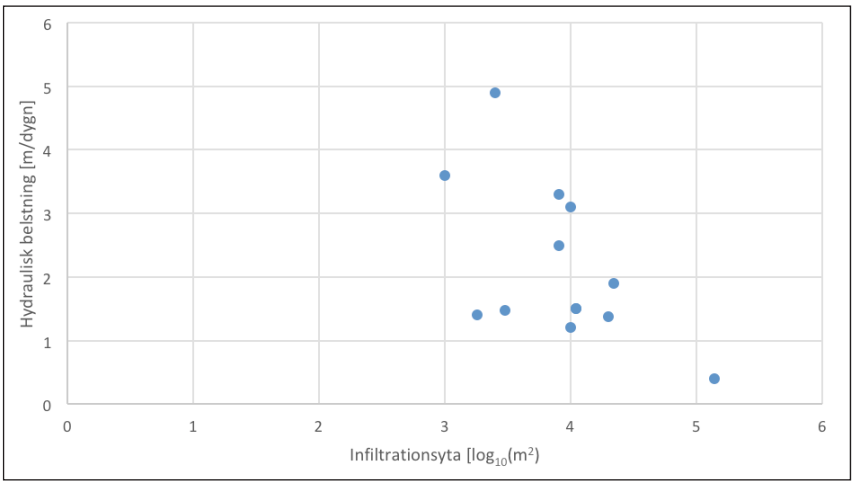
(Ur Hanson, 2000 och Norin, Bellander och Johansson, 2005 samt intervjuerna)

Hydraulisk belastning är en viktig aspekt när det kommer till anläggningars förmåga att rena och infiltrera ytvatten till grundvatten. Belastningen anges oftast som $m^3/m^2/d$ [m/d] eller l/m,d och varierar mellan olika anläggningar beroende på deras förutsättningar. Normalt ligger ytbelastningen mellan 1–3 m/d, där Vombverket har väldigt låg belastning på ca 0,4 m/d samtidigt som Fågelbackens infiltrationsvattenverk i Västerås har en belastning på över 200 m/d (muntlig referens). Anledningarna till variationerna i det här fallet är bland annat att Vombverket har en stor infiltrationsyta medan Fågelbacken i sin tur har en liten yta med hög genomsläpplighet samt att de förbehandlar sitt vatten genom kemisk fällning. En jämförelse där hydraulisk belastning som funktion av uppehållstid och infiltrationsyta visas i Figur 3.2 och 3.3 nedan för de intervjuade verken.



Figur 3.2 Hydraulisk belastning som funktion av uppehållstid för de intervjuade verken (utom Fågelbacken).

Korrelationen mellan hydraulisk belastning och uppehållstid är relativt svag (r = –0,35), vilket kan tolkas som att verk med längre uppehållstid tenderar att ha en lägre hydraulisk belastning.



Figur 3.3 Hydraulisk belastning som funktion av infiltrationsyta för de intervjuade verken.

Den hydrauliska belastningen har dock en måttlig korrelation, r = –0,49, med infiltrationsytan (korrelationen ej beräknad för logaritmisk skala) vilket tyder på att infiltrationsvattenverk med större yta tenderar att ha lägre belastning. Detta verkar rimligt då ett verk med stor infiltrationsyta kan ha samma vattenflöde fördelat över en större yta jämfört med ett annat verk med mindre yta. Alternativt att verk med liten yta behöver belasta bassängerna mer för att uppnå önskad mängd producerat grundvatten.

Belastningen varierar även under bassängernas cykler och efter ett tag begränsas infiltrationskapaciteten genom det ökande motståndet från filterhuden varför vattenverken behöver rensa bassängerna efter en viss tid.

3.1.3 Underhåll av infiltrationsbassänger

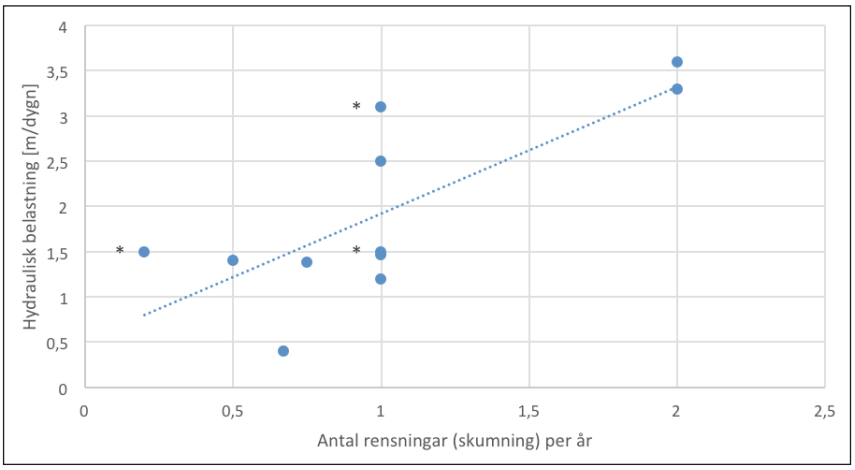
Infiltrationsbassängerna genomgår cykler där efter en tids drift bildas en filterhud på botten på bassängerna. Det är här den huvudsakliga förändringen av infiltrationsvatten sker. Nedbrytningen av organiskt material påbörjas, reduceringen av bakterier och virus och även avskiljningen av partikulärt material och löst järn och mangan. Filterhuden består av ett tunt lager av organiskt material som verkar som ett mekaniskt filter och efter en tid blir filterhuden för utvecklad och försvårar infiltrationen. Infiltrationsvattenverken behöver således harva eller rensa (skumma) bassängerna med jämna mellanrum. (Hanson, 2000 och Norin, Bellander och Johansson, 2005)

Igensättningar är vanligt förekommande fenomen för bassänginfiltration och är därför en viktig del i anläggningsdriften och planeringen av nya infiltrationsanläggningar. Igensättningar kan uppstå av olika anledningar och på olika ställen under infiltrationen. De vanligaste igensättningarna sker i infiltrationsbassängen antingen i botten eller i de översta decimetrarna. Detta ingår i den regelbundna driften av infiltrationsanläggningar och därför rensas bassängerna (skumning) av verken i olika intervall. Det är vanligast att verken utför rensning av bassängerna innan och efter vintern men rensningsintervallerna kan variera kraftigt beroende på verkens förutsättningar. I Uppsala, när igensättningarna skett vintertid, har man tömt bassängerna och fryst filterhuden för att senare fylla på med infiltrationsvatten och därefter lyft bort den frysta filterhuden. (Hanson, 2000)

Vid Hässlö vattenverk i Västerås alterneras driften mellan två bassänger, där den ena används vintertid och den andra bassängen sommartid. Bassängerna skummas maskinellt en gång per år och startas under låg belastning i några veckor. I Karlstad (Sörmonverket) skummas också bassängerna en gång per år fast för hand. Det blir dock nödvändigt att använda grävmaskin om den årliga rensningen uteblir. Här startas bassängerna med den vanliga belastningen efter rensning. (muntlig referens)

Oftast är det bassängernas kapacitet som styr när de behöver skummas. På Vombverket skummas bassängerna efter ca 1,5 år då infiltrationskapaciteten reducerats till ca 10 l/s eller 0,1–0,2 m/dygn. Samtidigt på Fågelbackens infiltrationsområde i Västerås, infiltreras ca 250 l vatten/s på en yta av ca 100 m^2 utan att verket observerat några tendenser till igensättningar. På Skråmsta vattenverk i Örebro kan bassängerna vara i drift i flera år efter att bassängerna djupgrävdes och fylldes på med ny filtersand (se sidan 30). I Nordanstigs kommun, som använder återinfiltration, tas bassängerna ur drift varannan månad på grund av de höga järn-, mangan-, färg-, turbiditet- och COD-värden som det uppumpade vattnet har. Rävnäs vattenverk som också återinfiltrerar grundvattnet byter ut grus i bassängerna var tredje månad. Höga järn- och manganhalter är vanligt vid reducerande förhållanden som ofta är fallet för vattenverk som utnyttjar inducerad infiltration (Fetter, 2014). Infiltrationsbassänger som används för återinfiltration skummas ofta fler gånger per år. Ett undantag var Totra vattenverk som skummar sina bassänger mindre än en gång per år. Anledningen kan vara långa uppehållstider och större andel naturligt grundvatten. I Figur 3.4 och Figur 3.5 nedan presenteras sambandet mellan antal skumningar per år och hydrau-

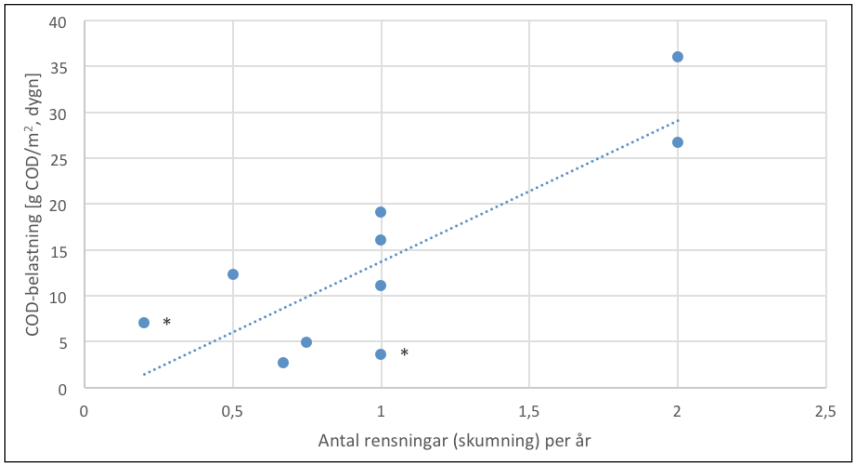
lisk belastning respektive COD-belastning (COD · hydraulisk belastning). (Muntlig referens)



*verk med kemisk fällning som förbehandlingssteg.

Figur 3.4 *Rensningsfrekvensen baserat på hydraulisk belastning (r = 0,76). Informationen tagen från enkätssvaren (Bilaga 2).*

Den beräknade korrelationen mellan hydraulisk belastning och antal resningar per år är baserat på uppskattade värden och tar inte hänsyn till vilka förbehandlingssteg som utnyttjas. Dock är det rimligt att anta att den hydraulisk belastning påverkar hur ofta bassängerna behöver rensas, vilket indikeras i figuren ovan.



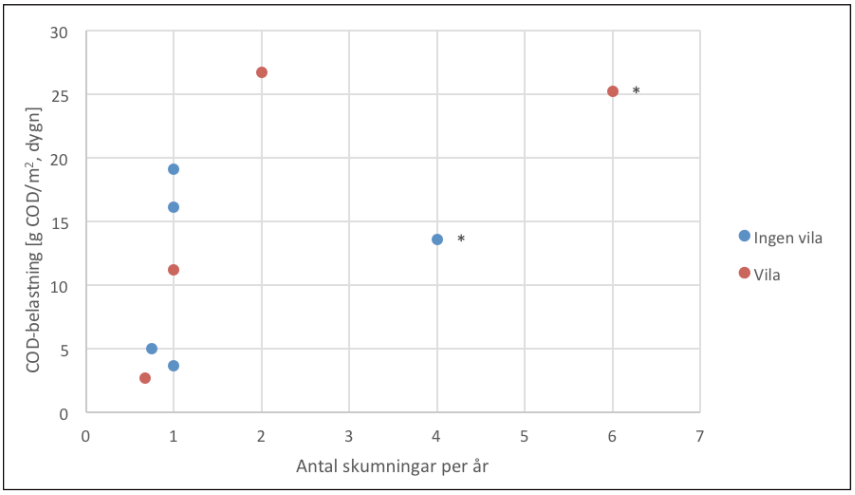
*verk med kemisk fällning som förbehandlingssteg.

Figur 3.5 *Rensningsfrekvensen baserat på COD-belastningen (r = 0,83). Informationen tagen från enkätsvaren.*

En starkare korrelation kan observeras mellan COD-belastning och antal rensningar per år, vilket verkar rimligt eftersom hydrauliska belastningen inte tar hänsyn till COD-halten i råvattnet.

En underhållaspekt som det råder delade meningar över är om bassängerna ska vila eller om bassängerna ska startas direkt efter skumning. Inget infiltrationsverk hade starka övertygelser om att deras tillvägagångsätt var det rätta. Utan snarare att de gjorde som de alltid hade gjort eller att de inte hade möjligheten att göra på annat vis. Det var väldigt vanligt att verken

alternerade mellan olika bassänger och att vissa bassänger fick torka i väntan på att startas igen. För verken som använde den här metoden var det vanligt att bassängerna fick vila i några veckor upp till ett par månader, till exempel Hyndevadsverket, Vång och Hillerslätt vattenverk. Andra infiltrationsvattenverk som Hässlö och Fågelbacken vattenverk låter bassängerna vila över sommaren och vintern. Vombverket låter sina bassänger torka över vintern och harvar dem flera gånger per för att stoppa tillväxt i dammarna. Flera verk låter inte sina bassänger vila utan startar dem direkt av praktiska skäl, man har i vissa fall inte utrymme att låta bassänger stå tomma. Sörmon (Karlstad), Lötgatan (Köping) och Gäddvik vattenverk är några exempel där bassängerna startas direkt. För Hassela vattenverk som utnyttjar återinfiltration alterneras bassängerna och de får vila i ca 6 veckor innan bassängerna som är i drift bräddas över. Totra vattenverk som har flera återinfiltrationsbassänger låter bassängerna torka ut i ett par månader för att få bort alger. I Figur 3.6 nedan visas skumningsfrekvensen av några infiltrationsvattenverk samt om bassängerna får vila. I figuren visas även två verk som utnyttjar återinfiltration. (Muntlig referens)



*verk med kemisk fällning som förbehandlingssteg.

Figur 3.6 *Rensningsfrekvensen baserat på COD-belastningen. Blå och röd punkt indikerar om bassängerna startas direkt respektive får vila i minst några veckor. Informationen tagen från enkätsvaren.*

Enligt resultaten i figuren ovan verkar det inte som att låta bassängerna vila eller ej ha någon inverkan på skumningsfrekvensen. Däremot är skumningsfrekvensen betydligt högre för återinfiltrationsbassänger, vilket kan förklaras av igensättningar på grund av järn- och manganutfällningar.

Andra typer av igensättningar som kan uppkomma i underliggande jordlager sker inte regelbundet och är betydligt svårare att åtgärda. Dessa igensättningar uppstår av andra anledningar och kräver mer omfattande åtgärder, bland annat djupgrävning. Det finns många fall i Sverige där verk har drabbats av betydande igensättningar där anläggningens kapacitet har försämrats, se nedan. Det är därför viktigt att dra lärdomar från andra verk, dels hur problemen uppstod och hur verket löste problemen men även hur anläggningen agerade för att förebyggda mot framtida igensättningar.

Omfattande igensättningar

Fluktuationen i råvattenkvaliteten kan orsaka problem för infiltrationsvattenverk. I Kerstinboda vattenverk satte bäddarna igen på grund av finmaterial hade tillförts bassängerna efter att sjön Viren blivit kraftigt uppgrumlad. Verket hade sedan tidigare använt mikrosilar som ska ha minskat den biologiska aktiviteten i filterhuden och därmed minskat dess förmåga att fastlägga finmaterial. Efter en djupgrävning och utbyte av filtersand ställdes mikrosilarna av. (Hanson, 2000)

I Uppsalas vattenverk schaktades ett flertal bassänger ut när kapaciteten hade märkbart minskats. En igensättning upptäcktes bestående av järn- och manganutfällningar i filterbädden. Flera år senare uppstod nya igensättningar fast längre ned i ett singellager under filtersanden. Igensättningen bestod av manganföreningar utfällda av Metallogenium (manganfällande bakterie). Efter en djupgrävning ersattes den tidigare grova filtersanden med en finkornigare filtersand, och anläggningen var åter i drift. (Hanson, 2000)

Skråmsta vattenverk i Örebro har under de senaste 12 åren djupgrävt deras bassänger ned till det naturliga åsmaterialet. Verket upptäckte att organiskt material ansamlades i övergångsskiktet mellan det naturliga materialet och filtersanden. Ett en meter djupt lager av filtersand togs bort och ersättas innan bassängerna driftsattes igen. (Muntlig referens)

Djupa igensättningar kan även ske om infiltrationsbassänger är i drift under längre tid. På Vombverket har spärrdammar använts för att skapa en hydraulisk spärr och därmed skyddat vattentäkten från föroreningar. När rensningen uteblev sattes dammarna igen av tillväxt och verket behövde gräva ut dammarna när den rutinmässiga skumningen inte räckte till. (Muntligt referens)

4 För- och efterbehandling

Behovet av för- och efterbehandling varierar beroende på verkens förutsättningar, där bland annat råvattenkvaliteten kan ha avgörande betydelse. Om råvattnet har högt organiskt innehåll (t.ex. höga COD_{Mn} och färgtal) kan ett förbehandlingssteg vara nödvändigt för att säkra ett dricksvatten av hög kvalitet. Det finns många olika för- och efterbehandlingsmetoder som används av infiltrationsvattenverk och de vanligaste behandlingsmetoder som används i Sverige inkluderar:

- Mikrosilning
- Snabbfiltrering
- Kemisk flockning och sedimentering
- Kontaktfiltrering
- Membranfiltrering
- Återinfiltration

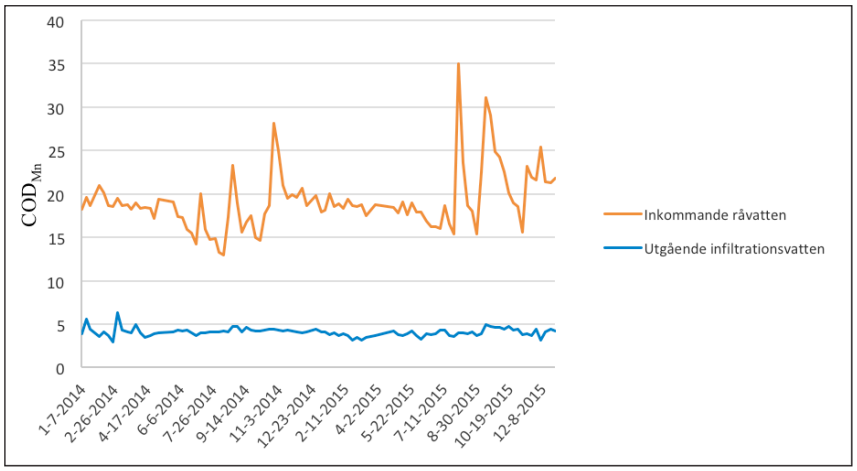
Mikrosilning används av många verk för att reducera mängden partiklar som följer med infiltrationsvatten, speciellt djur- och växtplankton, och på sätt minska belastningen på infiltrationsbassängerna. Maskstorleken varierar oftast mellan 20 och 60 µm (Hanson, 2000) men som kan gå upp mot 500 µm, som i fallet för Vombverket. Nu har dock verket planer på att övergå till diskfilter med tätare maskor för att minska den organiska belastningen i infiltrationsbassängerna, speciellt under sommarsäsongen. I andra fall som i Katrineholm (Kerstinboda) ställdes mikrosilarna av på grund av den reducerade biologiska aktiviteten i bassängerna (Hanson, 2000).

Nya tekniker med skivfilter kombinerat med kemisk flockning har börjat uppmärksammats inom dricksvattenproduktion. Tekniken är vanligare för avloppsrening och kan läsas i bland annat Vännänen, J. avhandling, ”Microsieving in municipal wastewater treatment: Chemically enhanced primary and tertiary treatment” (Väänänen, 2017). Försök i fullskala har utförts på Berggårdens vattenverk i Linköping av Tekniska Verken. Verket har sedan tidigare använt skivfilter innan snabb- och långsamfilter. Efter att verket upptäckte att långsamfiltren sattes igen av en hastig ökning av silt från Ljungsjön, undersöktes tekniken kemisk fällning och skivfiltrering. Verket doserade råvattnet med polyaluminiumklorid (PACl) innan skivfiltren vilket resulterade i en kraftig reducering i turbiditet. Resultatet blev även att igensättningen av långsamfiltren upphörde och i stället överfördes till snabbfiltret som låg direkt efter skivfiltren. (Muntlig referens).

Snabbfiltrering är en metod som används av flera vattenverk, bland annat Sörmon (Karlstad), Gäddvik (Luleå) och Hässlö (Västerås). Metoden avskiljer partiklar på olika sätt, antingen genom att partiklar fastnar i filtermaterialets porvolym eller genom att partiklarna adsorberas till filtermaterialets yta (Crittenden et al., 2012). Snabbfilter kan avskilja partiklar genom silning ned till ca 80 µm vilket betyder att mindre partiklar går genom (Crittenden et al., 2012). Vissa av dessa partiklar som ger upphov till lergrumlighet i stor uträckning kan passera filtret (Hanson, 2000). Genom adsorption på filtermaterialets ytor eller genom inbindning till biofilmen på

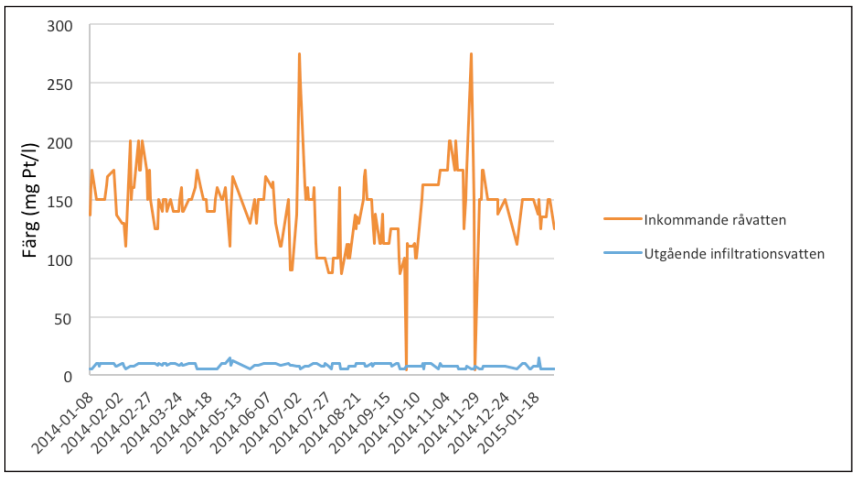
sandkornen kan partiklar mindre än materialets porstorlek avskiljas. Istället avskiljs partiklarna djupare ned i filtret vilket leder till att rengöringen av filtret sker efter längre intervall (Öhman, et al, 2013). Snabbfiltrering används ofta tillsammans med kemisk fällning, antingen efter sedimentering eller direkt efter tillsatts av fällningskemikalier, som vid kontaktfiltrering.

Kemisk flockning och sedimentering är en teknik som används på många ytvattenverk, där fällningskemikalier tillsätts råvattnet som orsakar destabilisering, flockulering och sedimentering av partiklar. Tekniken används ofta på infiltrationsvattenverk som ett förbehandlingssteg innan infiltrationen men även som ett behandlingssteg efter infiltrationen. På Sörmoverket i Karlstad har man tidigare renat vattnet genom kemisk fällning när råvattnet från Vänern höll sämre kvalitet. Idag hålls fällningsverket i beredskap om infiltrationsvattenverket skulle förlora kapacitet vid t.ex., en olycka (muntlig referens). Det finns även anledning att ha kemisk fällning i beredskap om råvattenkvaliteten periodvis försämras. I Västerås renas vatten från Mälaren kontinuerligt genom kemisk flockning och sedimentering som ett förbehandlingssteg innan vattnet fördelas i infiltrationsbassänger på Hässlö och fågelbacken vattenverk. I Örebro har infiltrationsvattenverket i Skråmsta också använt tekniken kontinuerligt innan vattnet fördelats i infiltrationsbassängerna. Med endast förbehandlingssteget har verket reducerat den kemiska syreförbrukningen (COD_{Mn}) i snitt från ca 20 mg/l till ca 4 mg/l och färgen från ca 150 mg/l Pt till 7 ca 7mg/l Pt, se Figur 4.1 och 4.2 nedan.



Figur 4.1

Kemiska syreförbrukning för inkommande råvatten och utgående infiltrationsvatten för Skråmsta vattenverk mellan 2014 och 2015.

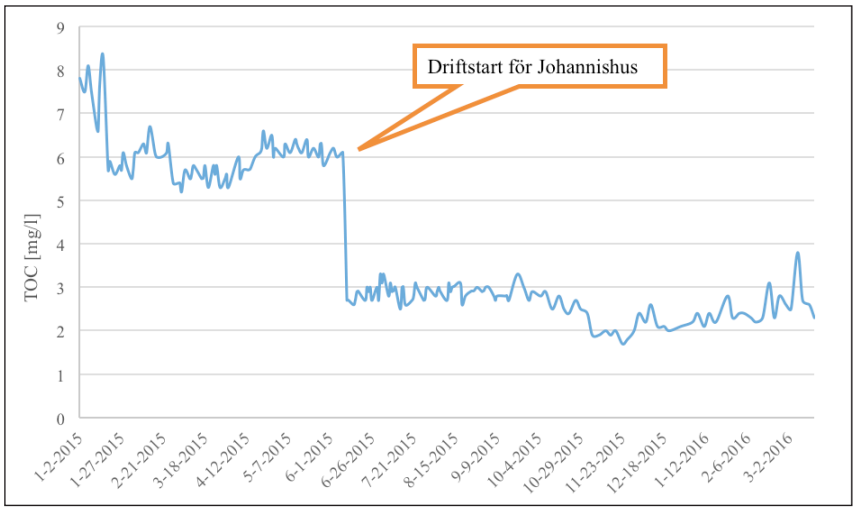


Figur 4.2

Färg för inkommande råvatten och utgående förbehandlat vatten mellan 2014 och 2015 i Skråmsta vattenverk (Värden <5 mg/l Pt angavs som 5 mg/l Pt).

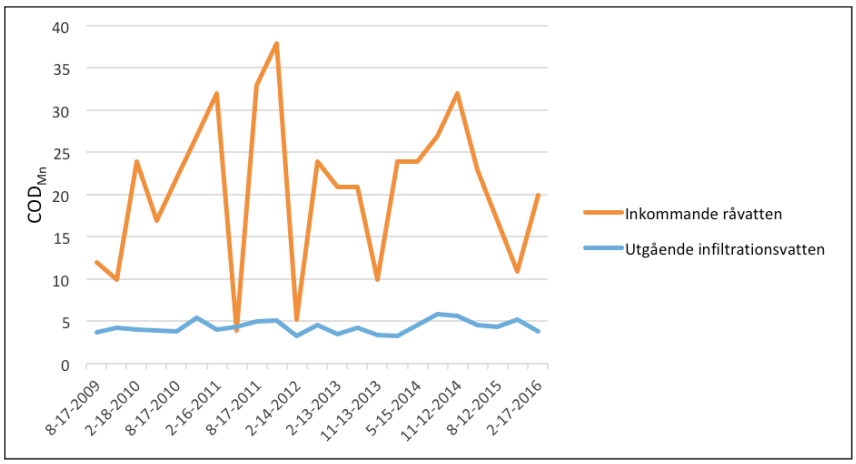
Kontaktfiltrering är en teknik som är relaterat till kemisk flockning med sedimentering. Istället för att flockningen och sedimenteringen sker i separata bassänger som i ytvattenverk, sker flockningen och separationen i kontaktfiltret. Tekniken gör att reningen kan ske på mindre yta än en konventionell anläggning. En annan fördel med kontaktfilter, som t.ex. Dynasand filter, är att de används kontinuerligt, där filtersanden tvättas under drift och ställs därför ej av för spolning (Byström, 1998).

Johannishus infiltrationsanläggning i Karlskrona är ett av verken som använder mikrosilar och kontaktfilter (Dynasandfilter) som förbehandlingsmetod innan infiltrationen. Behandlingen på verket resulterar i en reducering av råvattnets COD_{Mn} och färgtal från ca 28 mg/l och 250 mg/l Pt till 5 mg/l (beräknad från en korrelation mellan TOC och COD_{Mn}) och 9,7 mg/l Pt. Den nya infiltrationsanläggningen startades 2015 och resultatet kan tydligt ses i reduceringen av TOC i det färdiga dricksvattnet, se Figur 4.3 nedan. Observera att mätningarna gäller blandat vatten från de två infiltrationsområdena (ca 40 % från Vång och ca 60 % från Hillerslätt) och att innan Johannishus infiltrationsanläggning driftsattes renades ytvattnet med kemisk fällning, oxidation och filtrering (sand- och kolfilter).



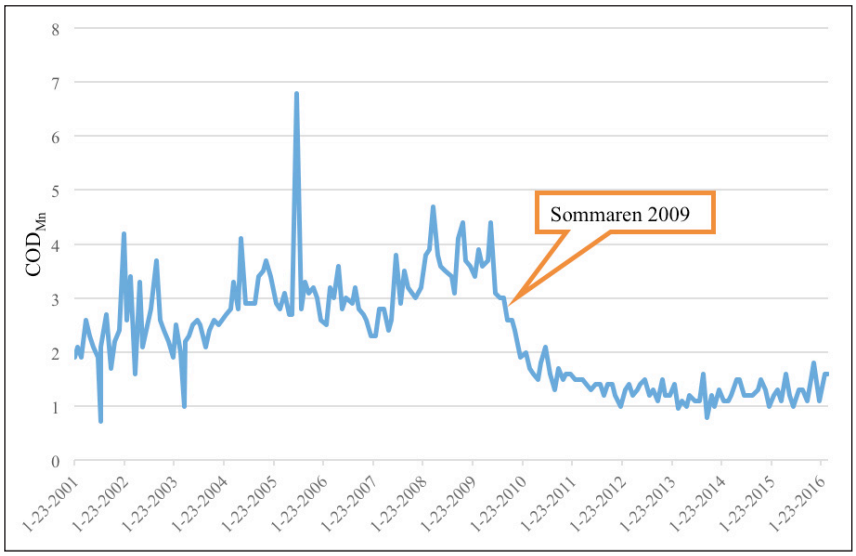
Figur 4.3 TOC i utgående dricksvatten i Karlskrona vattenverk mellan 2015 och 2016.

Ett annat verk med liknande uppsättning är Yxnebergaverket i Kalmar som upprättades 2009. Här utnyttjar verket flera olika förbehandlingsmetoder, bland annat grovrensning, Dynadisc filter, alkalisering och hårdhetsökning och kontaktfilter (Dynasand) med fällningskemikalier. Med dessa steg reducerar verket råvattnets COD_{Mn} från ca 20 mg/l till 5 mg/l och råvattnets färg från ca 140 mg/l Pt till 10 mg/l Pt innan infiltrationsbassängerna. Reduceringen av den kemiska syreförbrukningen (COD_{Mn}) i råvattnet kan ses i Figur 4.4 nedan.



Figur 4.4 Kemiska syreförbrukning för inkommande och utgående vatten mellan 2009 och 2016 då Yxnebergaverket var i drift.

I Figur 4.5 nedan presenteras kemiska syreförbrukningen (COD_{Mn}) för det uppumpade brunnsvattnet på infiltrationsvattenverket Bottorp (Kalmar). 2009, då Yxnebergaverket togs i drift, kan en reducering av COD_{Mn} i brunnsvattnet observeras.



Figur 4.5 Kemiska syreförbrukning i uppumpade brunnsvattnet i Kalmar mellan 2001 och 2016.

Byström (1998) undersökte åtta verk som utnyttjade tekniken med kontaktfilter och en av slutsatserna var att råvattenkvaliteten inte hade stor betydelse för hur kvaliteten på filtrerade vattnet var efter filtreringen. Vilket verkar stämma överens med observationerna i Figur 4.5 ovan.

Det finns fler verk som utnyttjar tekniken och som upplever goda reningsresultat. Det kvarstår dock fortfarande problem med tekniken som inte blivit löst. Tvättvattnet från kontaktfilter innehåller rester från fällningskemikalierna, ofta aluminium- eller järnrester, som måste tas omhand. I vissa fall kan resterna ledas i avlopp från verket men inte alla verk har sådana förutsättningar. I Högåsens vattenverk i Nyköping övergavs tekniken efter försök med Dynasandfilter då verket inte hade några praktiska möjligheter

att bli av med slammet efter filtreringen. Verket planerar dock nya försök med ROS-filter.

Membranfiltrering är en vanlig teknik speciellt i ytvattenverk och används på lite olika sätt. Tekniken börjar också bli vanligare bland infiltrationsvattenverk som antingen för- eller efterbehandling. Det råder delade meningar hur tekniken bäst appliceras i kombination med infiltration, vilket påverkas av vilka behov verket har. För vombverket, som kommer infiltrera vatten från Bolmen parallellt med vatten från Vombsjön, kommer den organiska belastningen öka, vilket är en anledning till att använda tekniken som förbehandling innan infiltrationen. På så vis reduceras belastningen på infiltrationsbassängerna och ger verket tid att agera vid eventuella driftstörningar. Totra vattenverk är ett exempel där man förbehandlar vatten från Gavleån genom membranfiltrering som sedan används för att stärka grundvatttenbildningen. Verket startade membrananläggningen 2017.

Återinfiltration är en teknik som i stort sett endast används av infiltrationsvattenverk som utnyttjar inducerad infiltration för att reducera järn och mangan. Eftersom större delen av reduceringen av organiskt material sker under vattentransporten från ytvattnet till akvifären, tillför inte återinfiltrationen med signifikant COD_{Mn}-reducering. Ett undantag verkar vara Hassela vattenverk som reducerar COD_{Mn} med ytterligare ca 25 % över återinfiltrationssteget. Detta skulle kunna förklaras av korta infiltrationstider från yt- till grundvatten alternativt höga halter oxidationsbart järn och mangan i infiltrationsvattnet. Tekniken används också för att stärka grundvattenbildningen i utvalda delar av akvifären. På Totra vattenverk i Gävle används återinfiltration dels för att reducera mangan, dels att öka grundvattenbildningen där uttagen är som störst. Den hydrauliska belastningen vid återinfiltration var högre jämfört med bassänginfiltration. Hassela och Rävnäs vattenverk som använder återinfiltration belastar bassängerna med ca 6 m/d. Däremot var den organiska belastningen (ca 25 respektive ca 14 g COD_{Mn}/m^2, dygn) inom det normala för bassänginfiltration.

Valet av behandlingssteg beror på många olika faktorer och verk måste därför utgå från deras förutsättningar vid val av metod. I många fall utnyttjas inte teknikerna för att de är det bästa alternativet utan för att man alltid gjort det med goda resultat. I andra fall har förutsättningarna ändrats och satt krav på verken att utvecklas för att säkerhetsställa god drickskvalitet för framtiden. I Tabell 4.1 nedan presenteras en sammanställning av de för- och efterbehandlingsmetoder som de intervjuade verken använder.

Tabell 4.1 Sammanställning av förbehandlingsmetoderna som används av de intervjuade verken.

Nr	Anläggning	Mikrosilning	Snabb-filtrering	Kemisk flockning och sedimente-ring/flotation	Kontakt-filtrering	Membran-filtering	Luftning	Åter-infiltration
1	Eskilstuna	FB	FB, EB				EB	
2	Hallstahammar							
3	Hudiksvall		FB, EB				EB	
4	Kalmar	FB			FB			
5	Karlskoga	FB			FB			
6	Karlskrona	FB	EB		FB		EB	
7	Karlstad		FB	FB				
8	Köping		FB					
9	Luleå		FB, EB		FB, EB			
10	Nyköping	FB						
11	Vomb	FB	EB				EB	
12	Västerås	FB	FB	FB				
13	Örebro		FB	FB				
14	Gävle [1]					FB	EB	EB
15	Nordanstigs kommun [1]						EB	EB
16	Surahammar [1]						EB	EB

[1] Verket använder inducerad infiltration
FB: Förbehandling
EB: Efterbehandling

5 Behandlingsresultat och diskussion

5.1 Sammanställning av verkens förutsättningar och resultat

I följande del presenteras de intervjuade verkens förutsättningar och resultat. All information är sammanställt från intervjuerna med vissa undantag då data inte fanns att tillgå. I dessa fall samlades informationen från tidigare studier, vilket även aktuellt verk blev informerad om.

I Tabell 5.1 och 5.2 nedan presenteras sammanställningen av verkens förutsättningar och resultat. Informationen i Tabell 5.1 är baserad till stor del på uppskattade värden och kommer därför inte nödvändigtvis vara en representativ bild av verkligheten. Detta gäller framförallt mäktigheten av omättad zon, uppehållstid och andelen naturligt grundvatten. I vissa fall har dock försök utförts för att få en större förståelse för bland annat markbeskaffenheten.

För verkens produktion, belastning och avstånd till brunnar är värdena beräknade medelvärden. Så för den hydrauliska belastningen, där flödet varierar över tid, är belastningen som presenteras i tabellen nedan ett genomsnittligt flöde.

Behandlingsresultaten i Tabell 5.2 är tagna från vattenanalyserna tillhandahållna av respektive verk. Analysparametrarna som presenteras i tabellen är baserade på årsmedel (förutom ett par undantag, se noteringarna).

Tabell 5.1 Sammanställning av de intervjuade verkens förutsättningar.

Nr	Anläggning	Produktion [m³/dygn]	Hydraulisk belastning [m/dygn]	Omättad zon [m]	Avstånd intag/uttag [m]	Uppehållstid intag/uttag [dygn]	Infiltrationsyta [m²]	Andel naturligt grundvatten [%]
1	Eskilstuna	25 000	3,3	14	300	12	8 00	<10[4]
2	Hallstahammar	4 500	1,4	-	125	40	1 800	-
3	Hudiksvall[1]	5 000	3,6	5	450	30	1 000	50
4	Kalmar	16 000	1,5	10	550	90	11 000	50
5	Karlskoga	12 000	1,5	9,5	500	20	11 000	33
6a	Karlskrona, Vång	12 240	4,9	2,5	275	21	2 500	10
6b	Karlskrona, Hillerslätt	12 240	4,9	4,5	275	21	2 500	10
7	Karlstad	20 600	3,1	14	165	40	10 000	12,5
8	Köping	6 000	1,47	4,8 [1]	2 000	21	3 000	20
9	Luleå	19 000	1,38	10 [1]	300	14	20 000	25
10	Vomb	86 400	0,4	4	200	60	140 000	12,5
11	Nyköping	15 000	1,2	12	1000	30	10 000	20
12	Västerås, Hässlö	40 000	2,5	15	800	14	8 000	7,5
13	Örebro	33 700	1,9	10	155	21	22 000	<5
14	Gävle	22 500	-	13 [2]	1 000 [2], 4 500 [2]	14 [2] och 120 [2]	8 500 [2]	-
15	Nordanstigs kommun	250	6 [2]	5 [2]	28 [3], 5 [2]	100 [3] och 4 [2]	180 [2]	<10 [4]
16	Surahammar	3 500	6,2 [2]	-	100 [2]	21 [2]	340 [2]	-

[1] Uppgifter tagna från Sundlöf och Kronqvist, 1992
[2] Uppgifter för återinfiltration
[3] Uppgifter för inducering
[4] Andel konstgjort grundvatten är dominerande, < 10 % är en uppskattning

Tabell 5.2 Sammanställning av de intervjuade verkens behandlingsresultat.

		pH				COD [mg/l]					TOC [mg/l]			Färg [mg/l Pt]			
		RV	IV	BR	DV	RV	IV	BV	DV	RG	RV	IV	DV	RV	IV	BV	DV
1	Eskilstuna	7,7	-	7	7,9	8,1	-	3,5	3,3	0,57	10,3	-	5,3	35	-	10	10
2	Hallstahammar	7,2	-	7	-	8,8	-	-	-	-	-	4,1	-	40	-	30	-
3	Hudiksvall [1]	6,7	-	6,8	8,1	10	-	4	2	0,6	-	-	-	50	-	<5	10
4	Kalmar	7	7,9	6,9	8,1	17	4,7	-	1,3	0,72	18,7	6,4	2,4	139	10,4	<5	<5
5	Karlskoga	7,1	6,8	-	8,1	9,1	2,4	0,76	-	0,69	9	3,34	<2	79,4	5,9	-	<5
6a	Karlskrona Vång	7,1	8,5	6,5	-	28	5	4,1	1,1	0,18	23,7	6,25	2,4	250	9,7	10	-
6b	Karlskrona Hillerslätt	7,1	8,5	6,5	-	28	5	1,8	1,1	0,64	23,7	6,25	2,4	250	9,7	<5	-
7	Karlstad	7,3	8,2	7,1	8,3	5,2	-	-	1,3	0,75	5,1	-	1,8	25	-	<5	<5
8	Köping	6,8	6,8	7,5	8,3	13	13	1,6	2,8	0,88	10,9	-	3,4	-	-	-	-
9	Luleå [5]	6,8	-	6,9	8,4	3,6	-	0,8	0,8	0,78	2,7	-	<2	33,6	-	<5	<5
10	Vomb	8,3	-	-	8,3	6,7	-	-	2	0,7	6,8	-	2,7	17,5	-	-	<5
11	Nyköping	7,6	-	-	8,3	9,3	-	-	3,4	0,63	-	-	-	25	-	-	10
12	Västerås Hässlö [4]	7,6	-	-	8	10	-	1,5	1,3	-	-	-	-	50	-		<5
13	Örebro	7	6,1	-	8,6	20	4	-	1,4	0,65	-	-	-	150	7	-	5
14	Gävle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	Nordanstigs kommun	-	7,5	-	7,9	-	4,2 [2]	-	3,1	0,26 [2]	8,8	-	-	70	-	-	15
16	Surahammar	-	7,1	-	7,8	3,8	2,2 [2]	-	2,1	0,42 [3] 0,05 [2]	-	-	-	-	6 [2]	-	5

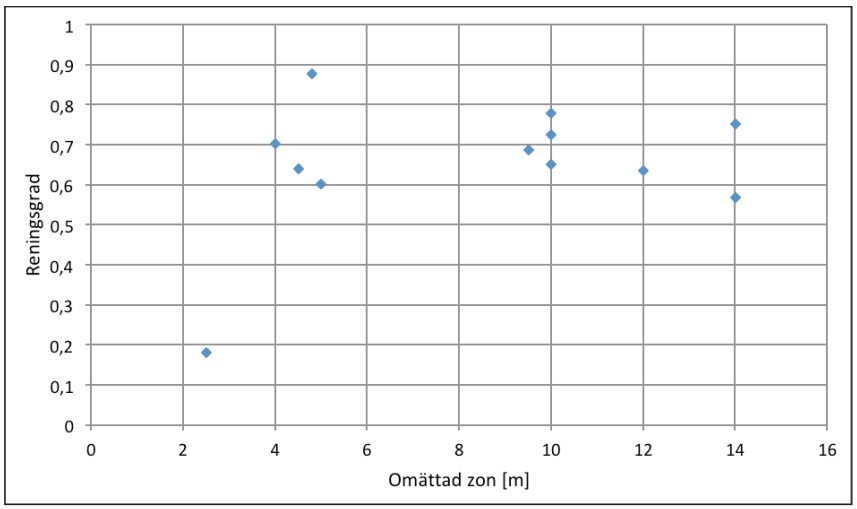
[1] Uppgifter tagna från Sundlöf, och Kronqvist, 1992
[2] Uppgifter för återinfiltration
[3] Uppgifter för inducering
[4] Analysparameter tagna från månadsprov
[5] Resultaten tagna innan Gäddviks nya vattenverk var driftsatt
RV: Råvatten/ytvatten
IV: Infiltrationsvatten/återinfiltrationsvatten
BR: Brunnsvatten
DR: Dricksvatten
RG: Reningsgrad (IV-DV)/IV

5.2 Behandlingseffekter

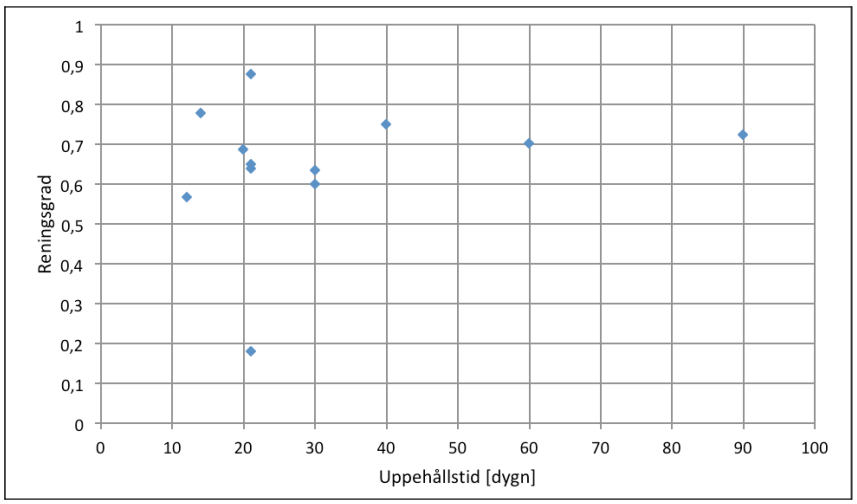
Resultaten i rapporten är fokuserade på de intervjuade verkens förmåga att reducera organiskt material baserat på deras förutsättningar. Detta har gjorts genom att undersöka verkens reningsgrad, UV_{abs} och SUVA-reducering. Reningsgraden definierades som reduktionen av kemisk syreförbrukning $((COD_{in} - COD_{ut}) / COD_{in})$ och användes för att beskriva reduceringen av organiskt material dels över infiltrationssteget, dels över hela anläggningen. För infiltrationseffektiviten togs värden för brunnsvattnet och för anläggningseffektiviteten togs värden från det färdiga dricksvattnet. Värt att nämna är att COD_{Mn}-värdena för brunnsvattnet är i vissa fall medelvärden över flera brunnar och i andra fall värden från enstaka brunnar. Resultaten från UV_{abs}-reduceringen används också för att visa verkens förmåga att reducera bland annat organiskt material. SUVA för vattnet används för att få en bild av vilka fraktioner av organiskt material som avlägsnas över infiltrationen och hela anläggningen, med andra ord förändringen av vattnets organiska sammansättning.

5.2.1 Reningsgrad

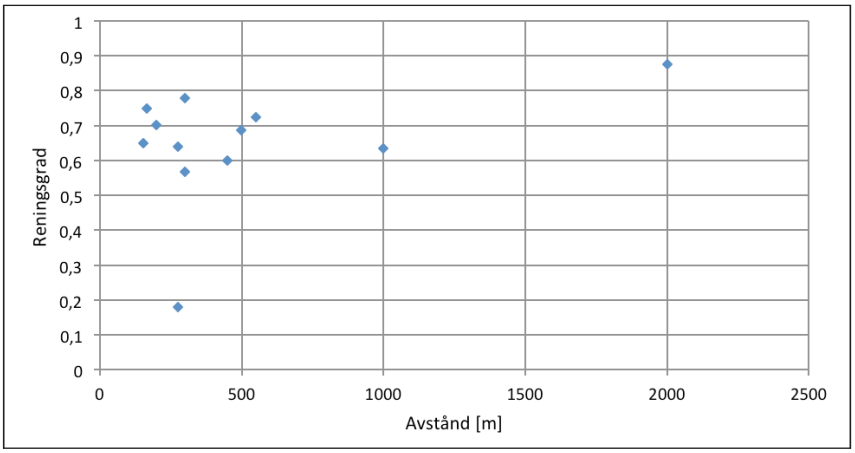
I Figur 5.1 till 5.4 presenteras reningsgraden som funktion av omättad zon, uppehållstid, avstånd intag/uttag och hydraulisk belastning för de intervjuade infiltrationsvattenverken som utnyttjade bassänginfiltration.



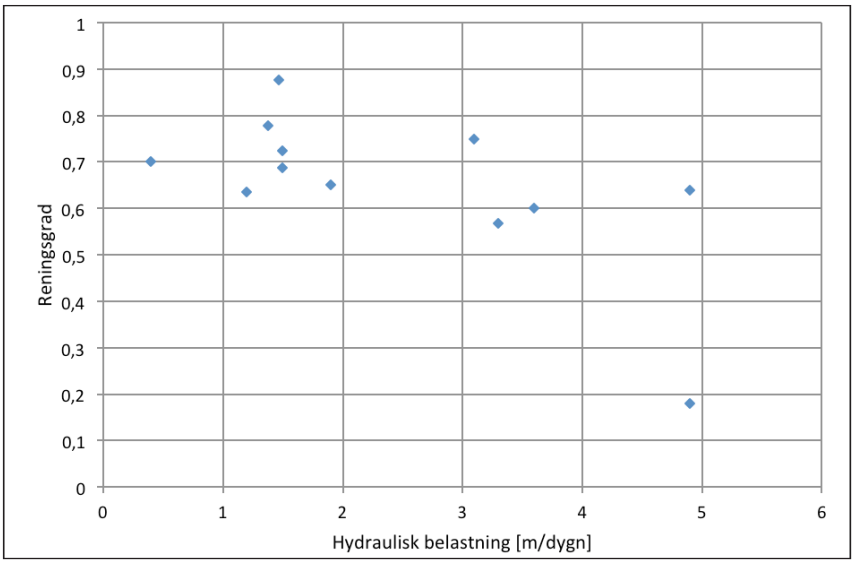
Figur 5.1 Reningsgrad som funktion av omättad zon.



Figur 5.2 Reningsgrad som funktion av uppehållstid.



Figur 5.3 Reningsgrad som funktion av avstånd mellan infiltrationsområde och uttag.

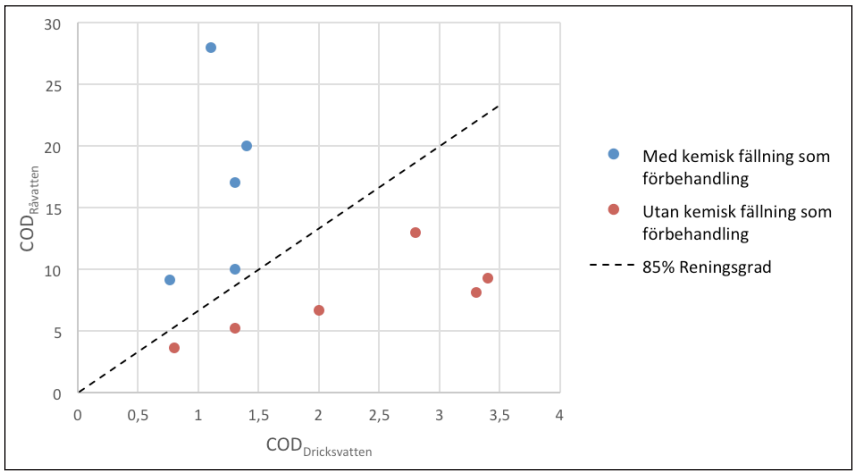


Figur 5.4 Reningsgrad som funktion av hydraulisk belastning.

Baserat på dessa resultat går det inte att se någon direkt korrelation mellan reningsgrad och någon av de enskilda parametrarna. Reningsgraden varierar mellan ca 60–80 % bortsett från Vång infiltrationsområde i Karlskrona som har ca 0,2. I det här fallet har brunnsvattnet från Vång väldigt höga halter av järn och mangan (1,3 respektive 0,14 mg/l) på grund av den reducerande miljön i åsen (årsrapport 2015 från Karlskrona kommun), vilket bidrar till den relativt höga kemiska syreförbrukningen. Reningsgraden för återinfiltration är 26 respektive 5 % (Tabell 5.2), vilket är lägre än för bassänginfiltration. Det verkar rimligt eftersom majoriteten av det organiska materialet redan reducerat över induceringssteget (för Surahammar reducerades det organiska materialet med 42 %, Tabell 5.2), och det kan vara acceptabelt då syftet med återinfiltration är att efterbehandla grundvattnet.

Ett rimligt antagande är att alla parametrar påverkar reningsgraden och att om endast en parameter för ett verk ändras (till exempel den hydrauliska belastningen) skulle reningsgraden påverkas. Det kan även spekuleras i att en godtagbar reningsgrad uppnås om till exempel en tillräckligt lång uppehållstid eller mäktighet omättad zon uppnåtts.

I Figur 5.5 presenteras en jämförelse av de intervjuade verkens totala reningsgrad, d.v.s. $(COD_{Råvatten} – CODD_{ricksvatten}) / COD_{Råvatten}$.

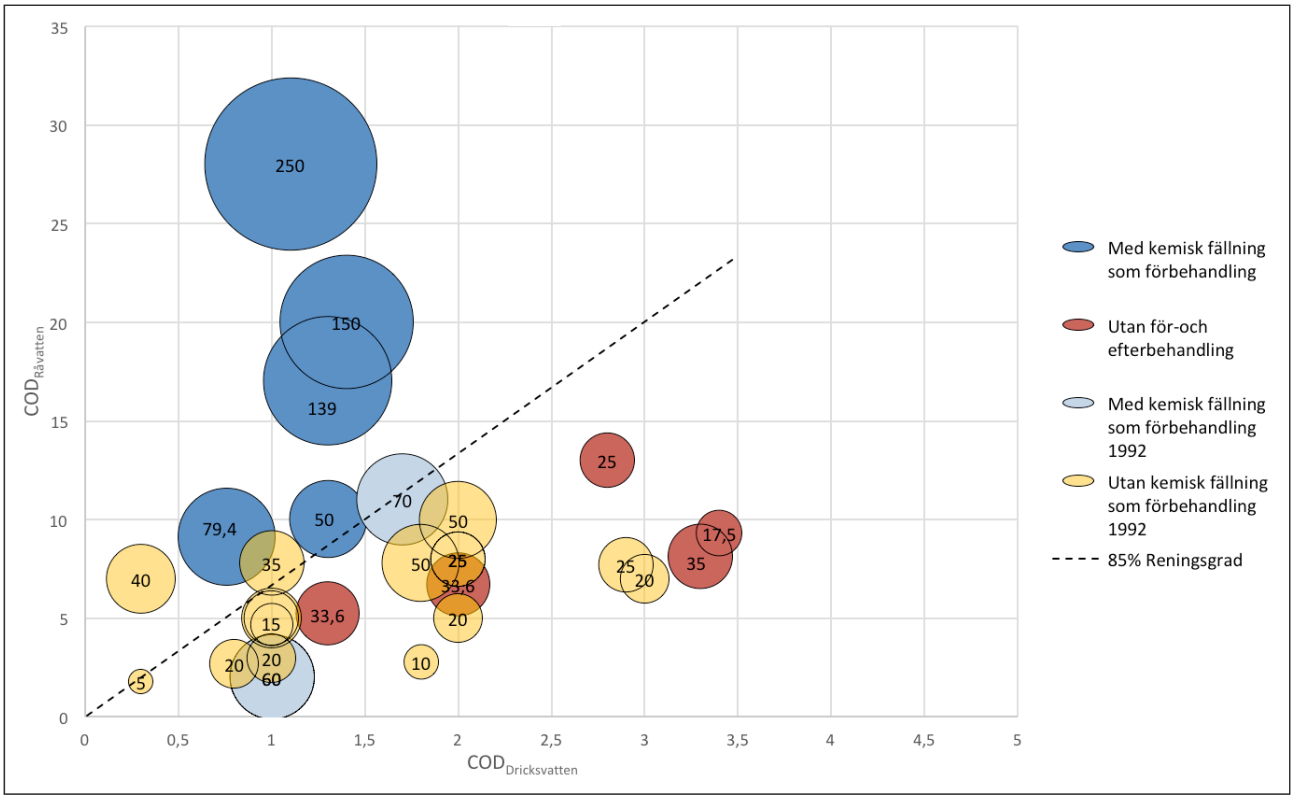


Figur 5.5 Verkens totala reningsgrad ($(COD_{Råvatten} - COD_{Dricksvatten}) / COD_{Råvatten}$).

I jämförelsen har alla verk utan kemisk fällning som förbehandlingssteg en reningsgrad < 85 % och alla verk med förbehandlingssteget en reningsgrad > 85 %. Enligt resultaten verkar alla verk med kemisk fällning reducera COD_{Mn} i utgående dricksvatten till under 1,5 mg/l oberoende av råvattnets COD_{Mn}. För övriga verk korrelerar en ökande COD_{Mn} i råvattnet med en ökande COD_{Mn} i dricksvattnet.

I Figur 5.6 nedan kompletterades grafen med den totala reningsgraden för infiltrationsvattenverken som deltog i VA-FORSK Rapport nummer 1992–13 av Sundlöf, B. och Kronqvist L. Dessutom adderades råvattnets färgtal (mg/l Pt) för respektive verk som representeras av punkternas ytarea. Observera att vissa datapunkter har blivit borttagna då färgtalet för vissa råvatten ej fanns tillgängliga. Slutsatser av jämförelsen med informationen

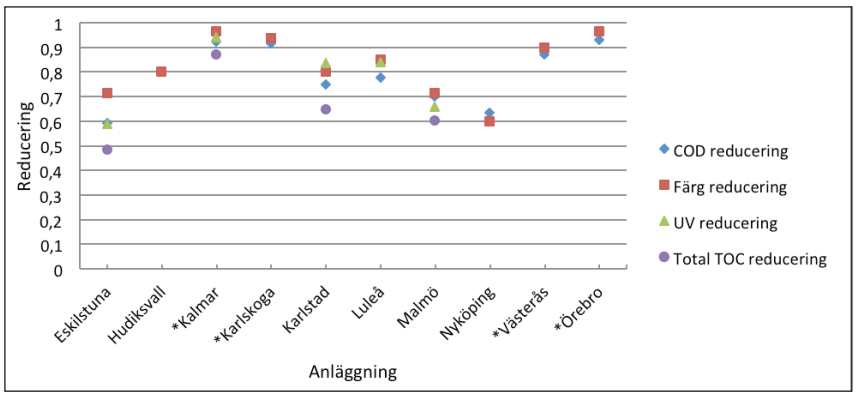
tagen från den äldre rapporten bör göras med reservation då det är oklart hur vattenanalyserna är tagna (årsrapporter, månadsrapporter etc.).



Figur 5.6 Verkens totala reningsgrad ((COD$_{Råvatten}$ – COD$_{Dricksvatten}$) / COD$_{Råvatten}$). Ringarnas storlek och siffran i dem anger färgtalet i råvattnet (mg Pt/l).

Likt resultaten i Figur 5.5 verkar COD$_{Dricksvatten}$ vara oberoende av COD$_{Råvatten}$ för verk med kemisk fällning som förbehandlingssteg. Däremot verkar korrelationen mellan COD$_{Dricksvatten}$ och COD$_{Råvatten}$ för verk utan kemisk fällning försämras när data från både 2016 och 1992 inkluderas (Figur 5.6). Även fast ett par av verken från den tidigare studien (Sundlöf och Kronqvist, 1992) utan kemisk fällning har över 85 % reningsgrad har majoriteten under 85 % reningsgrad, och de två verken från den tidigare studien (Västerås och Örebro) med kemisk fällning har under 85 % reningsgrad. När det kommer till färgtalen är variationen stor mellan infiltrationsvattenverkens ytvatten, och för de verken med hög CODRåvatten (över ca 10 mg/l) återfinns generellt höga färgtal. En annan observation är att verk med kemisk fällning har ytvatten med färgtal ≥ 50mg/l Pt samtidigt som verk utan kemisk fällning har färgtal ≤ 50 mg/l Pt.

I Figur 5.7 visas COD$_{Mn}$-, Färg-, UV$_{abs}$- och TOC-reduceringen för några av de intervjuade verken för att se hur dessa parametrar relaterar till varandra. Som figuren visar verkar reduceringen av dessa analysparametrar följa varandra oberoende av verkens behandlingsprocess och förutsättningar. Däremot är TOC reduceringen lägre än UV$_{abs}$-reduceringen för alla punkter där data för detta finns, vilket talar för en ändring i sammansättningen av organiskt material.



* infiltrationsvattenverk med kemisk fällning som förbehandlingssteg.

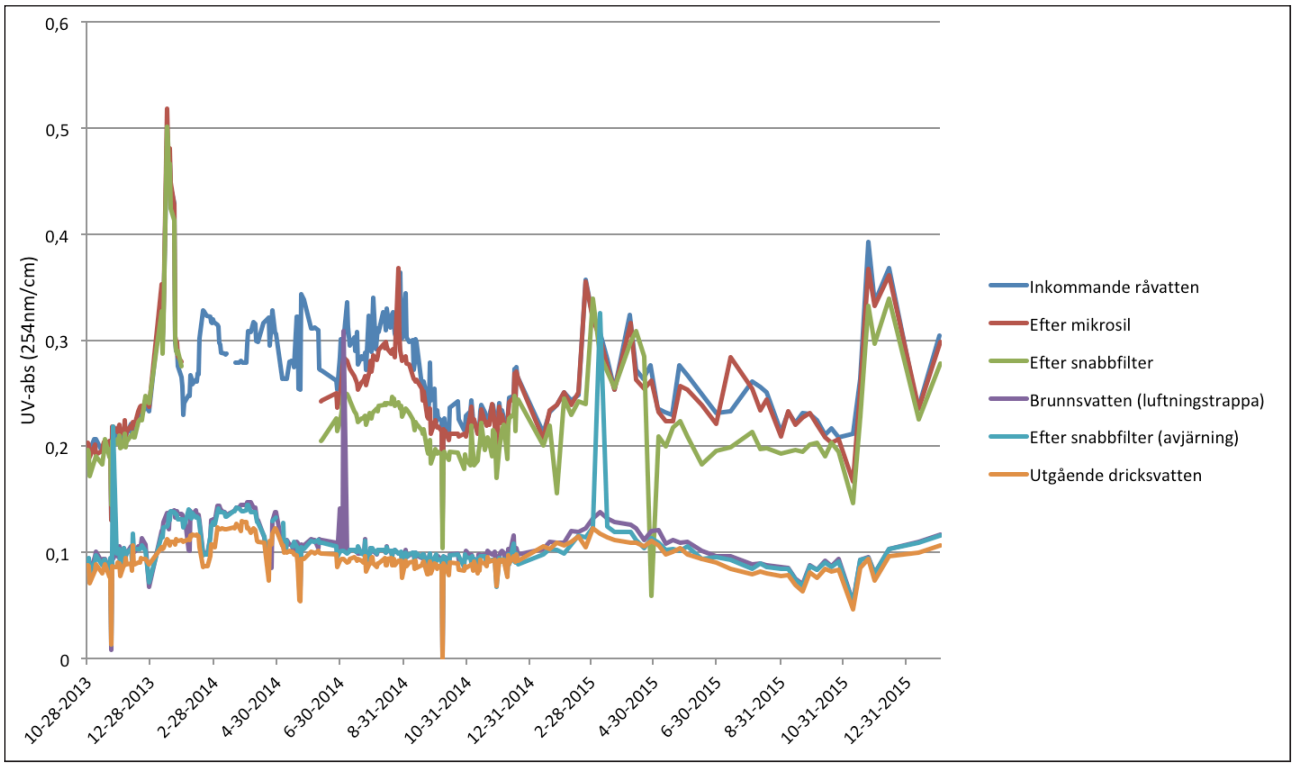
Figur 5.7
Intervjuade verks totala reducering av COD_{Mn}, Färg, UV_{abs} och TOC.

5.2.2 Förändringen av UV-absorption och SUVA

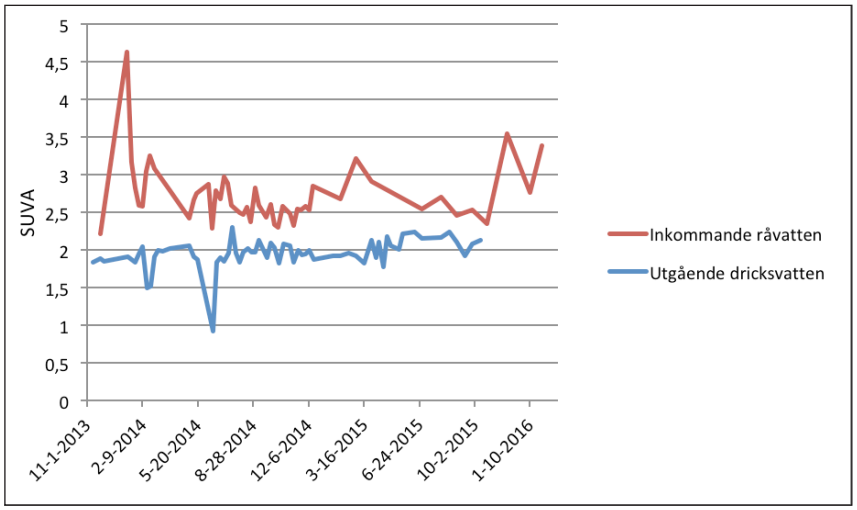
UV_{abs} mätningar kan vara väldigt användbart för att utvärdera effektiviteten av vattenverket men det är dock ovanligt att sådana mätningar kontinuerligt utförs. Det kan också vara användbart för att karaktärisera sammansättningen av vattnet om det kombineras med andra parametrar såsom TOC för att få fram SUVA-värden. Dessa värden kan ge värdefull information om vilka fraktioner av organiskt material som reduceras i vattnet efter alla reningssteg. Det kan också visa hur vissa behandlingssteg kommer påverkas, såsom desinficering med UV-ljus kan påverkas av höga SUVA-värden (större andel organiskt material som absorberar UV-ljus).

I Hyndevadsverket i Eskilstuna där vattnet renas genom mikrosilar och snabbfilter före infiltrationen samt luftning och avhärdning efter infiltrationen kan en förändring av UV-absorptionen observeras efter alla steg, se Figur 5.8 nedan. Här kan även årsvariationerna observeras med en UV_{abs}-ökningen runt december och maj.

Figur 5.8
Förändring av vattnets UV-absorption efter Hyndevadsverkets processteg.



För samma period kan SUVA-värdet för inkommande respektive utgående dricksvatten ses i Figur 5.9 nedan.



Figur 5.9 SUVA för inkommande råvatten och utgående dricksvatten för Eskilstuna.

Det som tydligt kan ses i grafen är att SUVA för vattnet reduceras, vilket tyder på att en större andel högmolekylärt organiskt material reduceras i vattnet efter reningsstegen.

I tabell 5.3 nedan presenteras SUVA-värden för Hyndevadsverket, Gälleråsen vattenverk, Sörmoverket, Vombverket och Yxnebergaverket.

Tabell 5.3 Beräknat SUVA-värde för fem infiltrationsvattenverk.

Anläggning	Inkommande infiltrationsvatten	Utgående dricksvatten
Hyndevadsverket	2,44	2,11
Gälleråsen vattenverk	1,82	0,96
Sörmoverket	3,48	1,24
Vombverket	2,94	2,51
Yxnebergaverket	1,91	1,7

För dessa fem vattenverk reduceras SUVA under infiltrationen. Observera att SUVA-värdet för Gälleråsen vattenverk och Yxnebergaverket gäller infiltrationsvattnet efter förbehandlingssteget med bland annat kemisk fällning.

Det som är gemensamt för alla verk är att större andel av de högmolekylära (aromatiska) föreningar som absorberar större andel UV-ljus är eliminerade, vilket stämmer överens med litteraturen (Weishaar et al., 2003). Detta leder till att den organiska sammansättningen i dricksvattnet har en högre andel lågmolekylära organiska föreningar. Denna observation verkar även stämma överens med resultaten som presenteras i Figur 5.7, där TOC-reduceringen är lägre än UVabs-reduceringen. Vilket tyder på att den del av det organiska materialet som elimineras består till störst del UV-absorberande förening (t.ex. aromater).

6 Slutsatser och erfarenheter

Syftet med projektet har varit att samla in erfarenheter från infiltrationsvattenverk och försöka dra lärdomar av försök och hur deras anläggningar drivs. Det verkar som att verkens förutsättningar styr i stor utsträckning hur anläggningarna utformas och drivs. Råvattenkvaliteten och markens egenskaper i infiltrationsområdet påverkar val av förbehandlingsmetod och hur bassängerna drivs. Det som många verk har gemensamt är hur genomsläppligheten i bassänger styr hydrauliska belastningen och hur ofta de harvas och skummas. Där infiltrationsvattenverk ofta startar, och succesivt ökar belastningen efter skumning till motståndet blir så pass stort i bassängen att de behöver rensas igen. Här kan en korrelation observeras mellan hydraulisk belastning och antal skumningar per år, men framförallt en stark korrelation mellan COD-belastning och antal skumningar per år.

Som nämndes tidigare så verkar behovet och valet av förbehandlingsmetoder styras mycket av råvattnet och av åsens kapacitet att reducera parametrar, som till exempel COD_{Mn}. Enklare metoder som mikrosilar är vanligt för att minska belastningen på efterkommande behandlingssteg men även för att förhindra komplikationer som kan uppstå med råvattenvariationer vid kraftig nederbörd.

Förbehandlingsmetoder med kemisk fällning är vanligt, speciellt då råvattnet är besvärligt. För infiltrationsvattenverk med lägre produktion var kemisk fällning med kontaktfiltrering vanligare, som för Kalmar, Karlskoga och Karlskrona. Medan infiltrationsvattenverk med högre produktion utnyttjade kemisk flockning och sedimentering, vilket var fallet för Västerås och Örebro. Alla dessa verk tycktes ha ett gott reningsresultat med båda reningsmetoderna, i viss sträckning, oberoende av råvattenkvaliteten. Detta var inte fallet för verken utan kemisk fällning där ökningen av $COD_{Råvatten}$ medförde en ökning av $COD_{Dricksvatten}$. Baserat på resultaten (Figur 3.6) tenderade infiltrationsvattenverk med råvatten som innehöll höga COD-värden (runt 10 mg/l) och höga färgtal (≥ 50 mg/l Pt) att utnyttja kemisk fällning som förbehandlingsmetod. Dessutom hade alla intervjuade verk med förbehandlingsmetoden ett $COD_{Dricksvatten}$ < 1,5 mg/l (Figur 3.5), och när verk inkluderades från studien 1992 (Sundlöf och Kronqvist, 1992) var $COD_{Dricksvatten}$ <2 mg/l Pt.

När det kommer till reningsgraden över infiltrationen korrelerar inte någon enskild parameter med reduktionen av COD_{Mn}. Det kan vara så att en enskild parameter som mäktighet omättad zon och avstånd intag/uttag har betydelse tills att en viss mäktighet respektive distans är uppnådd eller att andra parametrar som uppehållstid dominerar så länge den är lång nog.

Förhållandet mellan de övriga parametrarna kunde en viss korrelation observeras, som för hydraulisk belastning och ytarea. Här handlar det troligen inte om att parametrarna är direkt beroende av varandra utan snarare att verk tenderar att styra belastningen efter behov och förmåga.

När det kommer till reduceringen av organiska fraktioner i vattnet verkar det, för de verk där data fanns tillgängligt, som att infiltrationen reduce-

rar proportionellt högre andel organiskt material som absorberar UV-ljus. Dessa fraktioner är samma som de i kemisk flockning skulle anses vara lätt-flockade. Detta skulle tyda på att infiltrationen inte kompletteras i samma utsträckning av kemisk fällning när det kommer till att reducera, redan ned-brutet och svårflockat, autoktont organiskt material.

7 Lästips

Berggren, D., Jonsson, E., Johansson, P. O., Gustafsson, J. P. och Abrahamsson J., (2004). Filter av olivinsand för avskiljning av naturligt organiskt material vid dricksvattenrening.
VA-FORSK Rapport nr 2004-01.

Blomberg, J. (1999). Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen. VA-FORSK nr 1999-18.

Dahlberg, K., Knutsson, J. och Heinicke, G. (2009). Råvattenkarakterisering med inriktning på igensättningar av membran och avskiljning av organiskt material i kemisk fällning. VA-FORSK Rapport nr 2009-10.

Ericsson, B. och Trädgårdh, G. (1996). Treatment of surface water rich in humus – Membrane filtration vs. conventional treatment. Desalination 108 (1996) 117–128.

Frycklund, C., Jacks, G., Johansson, P. O. och Lekander, K.. (1994). Konstgjord grundvattenbildning – Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration. VA-FORSK nr 1994-08.

Hanson G. (2000). Konstgjord grundvattenbildning – 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning. VA-FORSK Rapport nr 2000-05.

Heinicke, G. (2005). Biological Pre-filtration and Surface Water Treatment – Microbial barrier function and removal of natural inorganic and organic compounds. Vatten Miljö Transport. Göteborg, Chalmers tekniska högskola.

Heinicke, G., Lindstedt, C., Viklund, P., Almqvist, H. och Bergstedt, O. (2011). Upphandling av ultrafilter (UF).
VA-FORSK Rapport nr 2011-05.

Jabur, H. S. och Mårtensson, J. (1999). Optimering av långsamfilter. VA-FORSK nr 1999-17.

Jönsson, R. och Wikström, A. S. (2003). Vattenbehandling genom återinfiltration i filterbäddar med skikt av krossad kalksten. VA-FORSK Rapport nr 2003-06.

Köhler, S. J. och Lavonen, E. (2015). Löst organiskt kol i dricksvatten. En syntes av erfarenheter av GenoMembranprojektet.
VA-FORSK nr 2015-13.

Lidén, A., Keucken, A. och Persson, K. M. (2015). GenoMembran. Slutrapport från projekt 2012-2015. VA-FORSK Rapport nr 2015-20.

Löfgren, S. F., M.; Andersen, T. (2017). The color of Water – Climate induced water color increase in Nordic lakes and streams due to humus. Hämtad från http://info1.ma.slu.se/IMA/Publikationer/brochure/The_color_of_water.pdf

Nilsson, S. och Wängdahl S. (2014). Reducering av DOC beroende av karaktär med fyra dricksvattenberedningstekniker. Jämförelse mellan fällning ($FeCl^3$ och $Al^2(SO^4)^3$), membranfiltrering och jonbyte med MIEX ®. Examensarbete Uppsala universitet.

Persson, F., G. Heinicke, G., Hedberg, T., Bergstedt, O., Wångsell, C., Rydberg, H., Kjellberg, I., Kristenson, S. E. (2005). Mikrobiologiska barriärer i vattenrening. VA-FORSK nr 2005-17.

Pott, B. M., Cronberg, N., Annadotter, H., Johnsson, S. och Cronberg G. (2009). Effekt av nitrattillsatts på algblomning. VA-FORSK Rapport nr 2009-14.

8 Referenser

Andersson, S., Möller, P., Parkefelt L. och Persson, K. M. (2015). Undersökning av kalciumkarbonat-förbrukningen i Vombfältet. Journal of Water Manangement and Research 71:17-26. Lund 2015.

Andréasson J., Hellström S. S., Rosberg J and Bergström S. (2007): Översiktlig kartpresentation av klimatförändringars påverkan på Sveriges vattentillgång – Underlag till Klimat- och sårbarhetsutredningen. Swedish Meteorological and Hydrological Institute

Barthel Svedén J., Kokic J., Tiberi Ljungqvist C. (2018). Recipientkontroll i Nordöstra Hälsingland – sexårsrapport 2012–2017. Calluna AB.

Berggren, D., Jonsson, E., Johansson, P. O., Gustafsson, J. P. och Abrahamsson J. (2004). Filter av olivinsand för avskiljning av naturligt organiskt material vid dricksvattenrening.
VA-FORSK Rapport nr 2004-01.

Byström, M. (1998). Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch. VA-FORSK Rapport nr 1998- 05.

Crittenden, J. C., Trussell R. R., Hand D. W., Howe K., J. and Tchobanoglous G. (2012), MWH's Water Treatment Principles and Design (3rd Edition), John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA.

Dahlberg, K., Knutsson, J. och Heinicke, G. (2009). Råvattenkarakterisering med inriktning på igensättningar av membran och avskiljning av organiskt material i kemisk fällning. VA-FORSK Rapport nr 2009-10.

Eklund, A., Axén Mårtensson, J., Bergström, S., Björck, E., Dahné, J., Lindström, L., Sjökvist, E. (2015). Sveriges framtida klimat : Underlag till Dricksvattenutredningen (16542258 (ISSN)). Hämtad från http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:smhi:diva-2842

Ericsson, B. and Tragardh, G. (1997). "Treatment of surface water rich in humus – Membrane filtration vs. conventional treatment." Desalination 108(1-3): 117.

Fane, A. G, Xi, W and Rong, W. (2006). Chapter 7: Membrane filtration processes and fouling. Interface Science and Technology, Elsevier. Volume 10: 109.

Fetter, C. W. (2014). Applied hydrogeology: Essex Pearson Education cop. 2014 Fourth edition.

Frycklund, C., Jacks G., Johansson P. O. och Lekander K. (1994). Konstgjord grundvattenbildning – Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration. VA-FORSK Rapport nr 1994-08.

Hanson G. (2000). Konstgjord grundvattenbildning – 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning. VA-FORSK Rapport nr 2000-05.

Heinicke, G., Lindstedt, C., Viklund, P., Almqvist H. och Bergstedt, O. (2011). Upphandling av ultrafilter (UF). VA-FORSK Rapport nr 2011-05

Leenheer J. A. och Croué J. P. (2003). Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter. Environmental Science & Technology 2003 37 (1), 18A-26A. DOI: 10.1021/es032333c

Lundh, M., Holmström, E., Långmark, J. och Rydberg H. (2006). Reduktion av naturligt organiskt material och mikroorganismer i konstgjord grundvattenbildning – Del 1: Kolonnförsök med natursand ifrån Gråbo. VA-FORSK Rapport nr 2006-19.

Löfgren, S. F., M.; Andersen, T. (2017). The color of Water – Climate induced water color increase in Nordic lakes and streams due to humus. Hämtad från http://info1.ma.slu.se/IMA/Publikationer/brochure/The_color_of_water.pdf

Jokela, P., Eskola, T., Heinonen, T., Tanttu, U., Tyrväinen, J., & Artimo, A. (2017). Raw Water Quality and Pretreatment in Managed Aquifer Recharge for Drinking Water Production in Finland. Water, 9(2). doi:10.3390/w9020138

Norin E., Bellander F. och Johansson L. (2005). Uppföljning av funktion hos öppna filterbäddar. VA-FORSK Rapport nr 2005-16.

Reche, I. and Pace, M. L. (2002). Linking dynamics of dissolved organic carbon in a forested lake with environmental factors. Biogeochemistry, 61(1), s. 21–36.

Stenström, T.A. och Szewzyk, U. (2004). Mikrobiell tillväxt från råvatten till kran i dricksvattensystem, VA-Forsk rapport nr 2004-07.

Sundlöf, B. och Kronqvist L. (1992). Konstgjord grundvattenbildning-Nulägesbeskrivning av tjugo svenska anläggningar. VA-FORSK Rapport nr 1992-13.

Svenskt Vatten (2016). Hämtad 20-07-2017, från http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Ravatten/.

Sydvatten (2018). Vombverkets process. Hämtad 25-04-2018. http://sydvatten.se/var-verksamhet-2/vattenverk/vombverket/

Trussell, R. R. and Hand, D. W. (2012) MWH's Water Treatment Principles and Design (3rd Edition), John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA.

Väänänen, J. (2017). Microsieving in municipal wastewater treatment: Chemically enhanced primary and tertiary treatment. (Doctoral Thesis), Department of Chemical Engineering, Lund University, Hämtad från http://ludwig.lub.lu.se/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsswe&AN=edsswe.oai.lup.lub.lu.se.71177bdd.ad89.45a8.99eb.e1bf6518ec4a&site=eds-live&scope=site

Weishaar, J., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R. & Mopper, K.. (2003). Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Comosition and Reactivity of Dissolved Organiv Carbon. Environmental Science Technology, 37, s. 4702–4708

Öhman S., Welander S. och Andersson S. (2013). Fullskaleutvärdering av expanderad lera som filtermaterial i snabbfilter i vattenverk. VA-FORSK Rapport nr 2013-01.

Muntliga referenser:

1. Hyndevadsverket
Sara Frejlöv, Processingenjör, www.eem.se

2. Näs vattenverk
Annica Wijk, Avd chef, www.hallstahammar.se

3. Hudiksvall f.d. infiltrationsvattenverk
Lars Holmberg, Sektionschef vattenverk, www.hudiksvall.se

4. Bottorp vattenverk
Qing Zhao, Utvecklingsingenjör, process, Kalmar Vatten AB, www.kalmarvatten.se

5. Gälleråsen vattenverk
Jenny Johrin, VA-chef, www.karlskogaenergi.se

6. Vång och Hillerslätt vattenverk
Richard Andersson, Driftingenjör VA-avdelningen, Drift- och serviceförvaltningen, Karlskrona kommun
www.karlskrona.se

7. Sörmon vattenverk
Eva-Lena Beiron, VA-chef,
Victoria Hågland Sandborgh,
www.karlstad.se

8. Lötgatan vattenverk
Elin Granberg, VA-chef
Danka Silfver, VA-Ingenjör
www.koping.se

9. Gäddvik vattenverk
Jan-Erik Ylinenpää, Sektionschef VA-produktion, www.lulea.se

10. Vombverket
Tobias Persson, Processingenjör, Sydvatten AB, www.sydvatten.se

11. Högåsens vattenverk
Mats Lindberg, VA-chef
Kurt Boström, Driftansvarig
Nyköping-Oxelösunds Vattenverksförbund, www.nykoping.se

12. Hässlö och fågelbacken vattenverk
Göran Vikergård, Avdelningschef, Mälarenergi AB, www.malarenergi.se

13. Skråmsta vattenverk
Lars Ferbe, Enhetschef Vattenverk
Fredrik Kilstam, Gruppchef Drift
www.orebro.se

14. Totra vattenverk
Karolina Stenroth, Processingenjör Vatten, Gästrike Vatten AB
www.gastrikevatten.se

15. Hassela vattenverk
Uno Schön, Produktion VA, Process- och utvecklingsansvarig vatten
www.mittsverigevatten.se

16. Rävnäs vattenverk
Mats Lundqvist, VA-chef, www.suratek.se

Övriga referenser:

Kristinehamn, Sandköping
Jan Ternbom, Driftchef, www.kristinehamn.se

Olofström, Lilla Holje
Krister Eskilsson, Processansvarig, Skåne Blekinge Vattentjänst AB
www.sbvt.se

Berggårdens vattenverk
Åsa Boberg, Processingenjör, Vatten och Avlopp, Tekniska verken
www.tekniskaverken.se

Infiltrationsanläggningar för dricksvattenberedning. Underlag för en drifthandbok

Svenskt Vatten

Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se