

Kursinnhold:

Prosessteam tilbyr vannbehandlingskurset «*Koagulering og dybdefiltrering*» til personell som har ansvar for sikker og bærekraftig drift, optimalisering og prosjektering av vannverk der koagulering og dybdefiltrering er med på å sikre *tilstrekkelige hygieniske barrierer*.

I Norge benyttes for en stor del overflatevann som råvannskilde i drikkevannsforsyningen. Årsaken er blant annet at overflatevannet er lett tilgjengelig og normalt av god kvalitet, kombinert med begrensede grunnvannsressurser.

Drikkevannsforskriften krever at vannverkseier skal sørge for at drikkevannet som leveres ut til abonnentene har passert et tilstrekkelig antall hygieniske barrierer, slik at vannet er fritt for virus, bakterier, parasitter, andre mikroorganismer eller stoffer som i antall eller konsentrasjon utgjør en mulig helsefare. De hygieniske barrierene skal også sikre at drikkevannet er klart, og uten fremtredende lukt, smak og farge. For å få til dette må vannverkseier behandle vannet på en slik måte at vannbehandlingen og kildebeskyttelsen til sammen utgjør tilstrekkelige hygieniske barrierer. Begrepet «tilstrekkelige hygieniske barrierer» i drikkevannsforskriften er tatt i bruk for at fokuset, som tidligere ble rettet mot tallet to, sikrer barrierer som *til sammen* sikrer helsemessig trygt drikkevann.

En koaguleringsbarriere kan inngå som en del av vannbehandlingen for å sikre tilstrekkelige hygieniske barrierer. Effektiviteten og stabiliteten av en koaguleringsbarriere er imidlertid helt og holdent avhengig av hvor godt et koaguleringsanlegg drives. I kurset *Koagulering og dybdefiltrering* inngår opplæring i sikker og bærekraftig drift, driftsoptimalisering, og prosjektering knyttet til design og dimensjonering av denne type vannbehandling. For at koagulering og filtrering skal fungere som hygienisk barriere bør erfaringsmessig restinnholdet av aluminium eller jern i drikkevannet være mindre enn 0,15 mg/l, samtidig som fargeverdien er mindre enn 5 mg Pt/l. Videre vil da også mengden organisk materiale være mindre enn 3 mg TOC/l. Turbiditeten er da erfaringsmessig mindre enn 0,2 FNU.

Kurset er utviklet av Bjørnar Eikebrokk, Steinar Nybruket og Tor Fjærgård, som til sammen representerer en stor kunnskapsbase i forhold til teori og praksis etter mange års erfaring med vannforsyning og vannbehandling. Du kan lese mer [om oss](#) på ProsessTeams hjemmeside. Nevnte personer vil i neste omgang fungere som instruktører under gjennomføring av kurs.

Kurset er delt opp i leksjoner med underliggende emner som er basert på videoer og påfølgende quiz. Kurset er utviklet med bruk av animasjoner, bilder og videoopptak på referanseanlegg. Når du har tilegnet deg kunnskap fra videoer og besvart quiz, som inngår i kurset, kan du laste ned kursbevis.

Kursmaterieill:

Bjørnar Eikebrokk gir i kurset tilgang til empiriske modeller han har utviklet gjennom mange års forskning, forsøk og rådgivning. Modellene kan lastes ned når du får tilgang til kurset. Videre vil kursdeltakerne ha tilgang til alt kursinnhold etter å ha fullført kurset.

Deltagelse i kurs:

- Nettbasert *der du er når det passer deg*. Du kan som kursdeltaker gjennomføre kurset på egen hånd, eller eksempelvis sammen med andre i eget anlegg, med mulighet til bistand fra instruktører dersom du ønsker å diskutere eller få svar på spørsmål i teammøter, telefon eller per e-post.
- Fysiske samlinger kan arrangeres dersom det er interesse for en slik løsning.
- Samlinger på vannverk for aktuelt personell (skreddersøm) kan arrangeres.

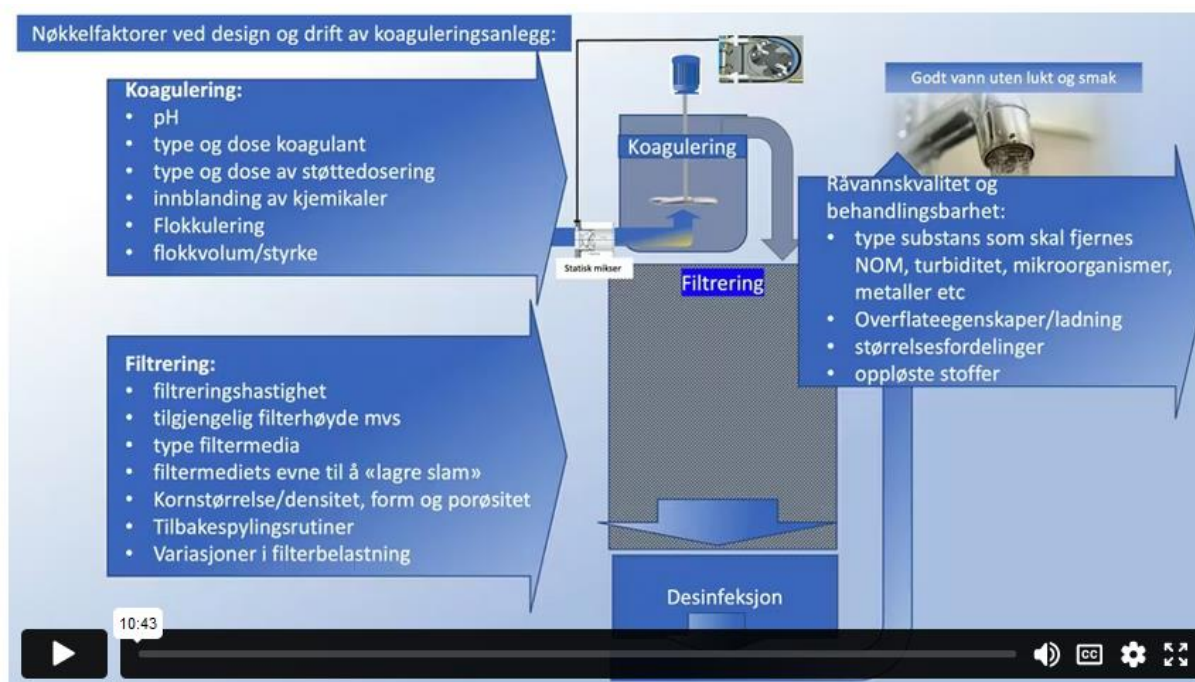
Norsk Vann vurderer kurset som svært aktuelt for norske vannverk der koagulering og dybdefiltrering inngår som del av barrierer som *til sammen* sikrer helsemessig trygt drikkevann. Norsk Vann bistår derfor med publisering av kurset som et viktig supplement til egen kursvirksomhet.

Kursintroduksjon	3
Velkommen til kurs i dybdefiltrering	3
Filtermedier og utforming av koagulering og filtreringsanlegg	3
Alternative måter å bygge opp filtre på	4
Karakterisering av filterkorn	4
Alternative filtermedier	5
Hvordan sette sammen 2 – media filtersenger?	5
Kontinuerlig filtrering	6
Grunnleggende filtreringsteori	7
Basisligning for filtrering	7
Trykktapsfordeling og den hydrauliske gradienten i en filterseng	8
Koagulering	9
Koagulering og filtrering fjerner små partikler	9
Koagulering og korrosjonskontroll med mettet kalkvann i filter	10
Filterspyling	11
Filterkoeffisienten endres over tid	11
Empiriske modeller og verktøy for god drift	13
Empiriske modeller – spørsmål	13
Empiriske modeller – nødvendig koagulantdose	14
Denne modellen kan du laste ned som et pdf-dokument fra kursportalen med link under:	14
Koagulantbehov i forhold til fargetall	14
Strategier for overvåking i et koaguleringsanlegg	15
Driftsmodeller og kapasitetsestimer	16
"Driftsmodeller og kapasitetsberegninger" video 1	16
"Driftsmodeller og kapasitetsberegninger" video 2	17
Filtersykluslengde	17
Slamproduksjon	18
Varighetskurve	18
Varighetskurver kan benyttes for å dokumentere hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegg	18
Trykktap i en filterseng	19
FDV – Forvaltning Drift Vedlikehold	20
Periodisk drift og vedlikehold	20
Referanseanlegg	21
Vi besøker Asker og Bærum Vannverk	21
Vi besøker Hias nye VBA	22

Kursintroduksjon

Velkommen til kurs i dybdefiltrering

I kurs tar vi utgangspunkt i at dybdefiltrering er en viktig del av vannbehandlingen i Norge. Stikkord blir med det at vi har en optimalisert, klimarobust, sikker og bærekraftig vannbehandling som er basert på kunnskap. Dette innebærer at vi må være forberedt på høyere temperatur, lengere vekstsesong, mer nedbør og at ekstremnedbør fører til større andel av NOM fra nedbørfeltene, algeforekomst i vannkilden samt luftbårne forurensninger og «Nye» mikroorganismer og patogener



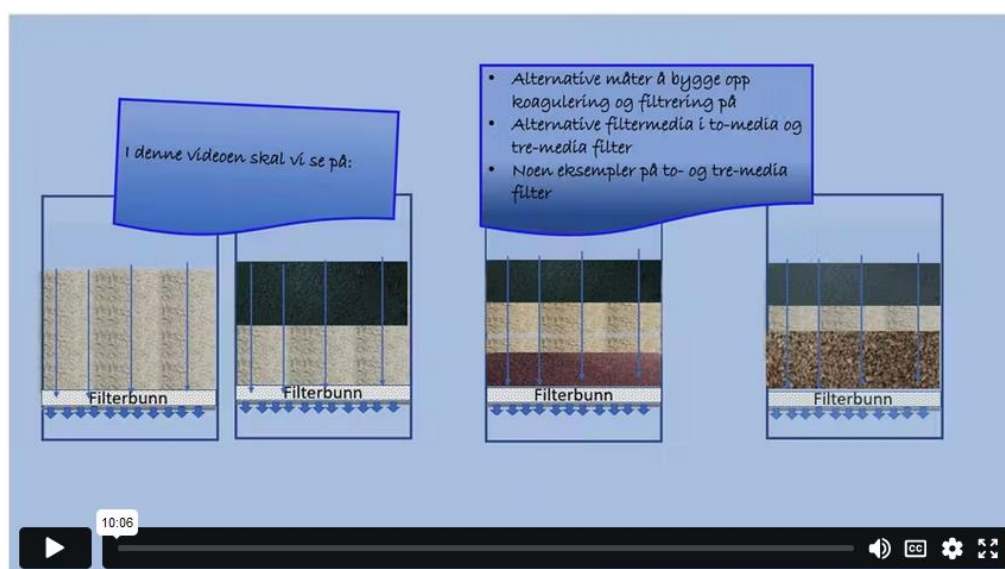
Filtermedier og utforming av koagulering og filtreringsanlegg

Til filtrering av drikkevann brukes forskjellige typer filtermedier. De vanligste filtermedier i Norge er kvartssand, Filtralite, antrasittkull. Videre benyttes alkaliske filtermedier som knust marmor og filterkalk til korrosjonskontroll. Nevnte typer filtermedier har forskjellige egenskaper og inngår i to- og tre-media filtre. I video vises også at det er viktig med kunnskap om kornfordeling i et filter og hvordan kornfordelingsanalyse foretas.



Alternative måter å bygge opp filtre på

I video vises bruk av alternative filtermedia i to- og tre-media filtre. Vi viser at Filtralite (FL) og antrasitt med samme lagtykkelse og korngradering, gir nær identisk utløpsvannkvalitet, mens FL har lavere trykktap pga høyere porøsitet og en annen overflatestruktur enn antrasittkorn



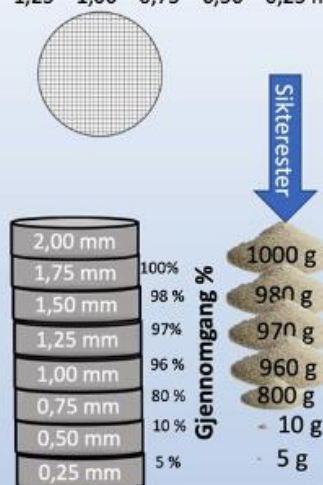
Karakterisering av filterkorn

I video ser vi på valg av filtermedium ved å karakterisere kornstørrelse i forhold til uniformitetskoeffisient (u.c.) og effektiv kornstørrelse (e.s) som bør oppfylles. Vi viser til at dette er viktig bestiller-kompetanse da en må forvente at leverandør av filtermedier dokumenterer kornfordeling som vist i videoen.

Illustrasjon som viser karakterisering av filterkorn

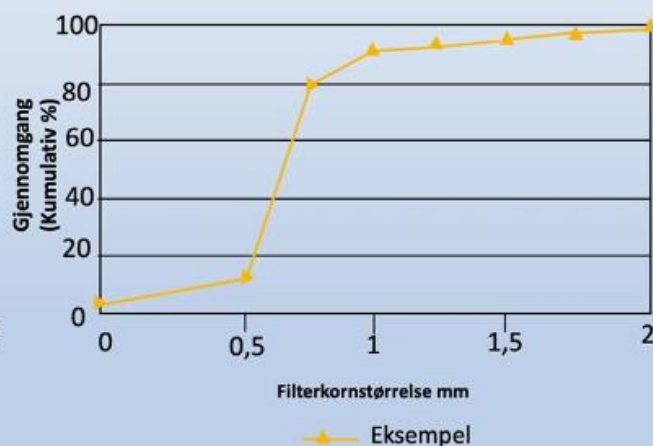
I illustrasjonen benyttes sikt med lysåpning 2,00 - 1,75 - 1,50 - 1,25 - 1,00 - 0,75 - 0,50 - 0,25 mm

God rutine at en periodisk foretar kornfordelingsanalyse



Illustrasjon viser at det blir størst reduksjon i sikterest i 1,00 og 0,75 mm sikt.

Kornfordelingskurver - eksempel



Alternative filtermedier

I video ser vi på alternative filtermedier og valg av filtermaterialer og kornstørrelser i forhold til synkehastigheter for å sikre at lagdelingen opprettholdes etter at filtret er spylt.

Filtermedier og utforming av filtreringsanlegg

I denne videoen skal vi se på:

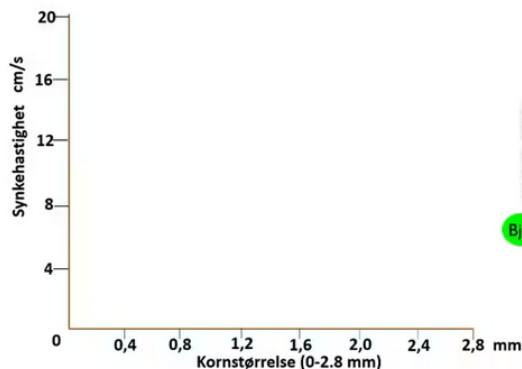
- Filtermedier som er vanlige i Norge
- Synkehastighet for kvartssand og Filtralite
- Spyling av filter

Hvordan sette sammen 2 – media filtersenger?

- For å ivareta ønsket om en god utnyttelse av hele filtersengens dybde, tilstrebes en korngradering som øker med filterdybden. Et underliggende filterlag bør derfor ha mindre filterkornstørrelse enn laget over.
- For å hindre sammenblanding av lagene (dvs unngå overlappende synkehastigheter når korn i ulike lag sedimenterer tilbake på plass etter ekspansjonen under tilbakespylingen), må et underliggende filterlag ha filterkorn med større synkehastighet enn laget over.

Utforming av flermedia-filtersenger med kombinasjoner av filtermaterialer og kornstørrelser som oppfyller begge kriterier nevnt over, må derfor skje langs en linje som faller mot høyre, dvs. langs linjen som går fra magnetitt til polystyren.

Hvordan sette sammen 2 - media filtersenger?

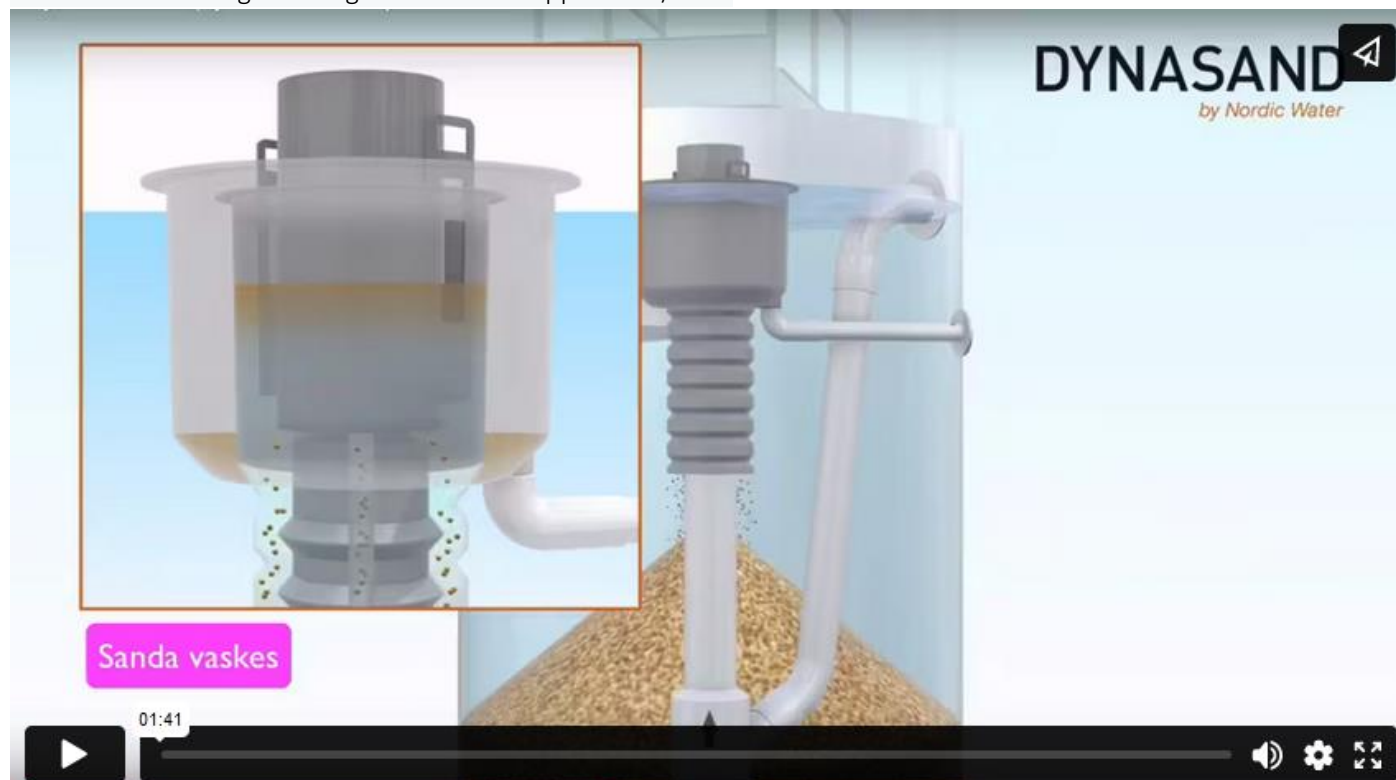


Bjørnar Eikebrokk

08:17

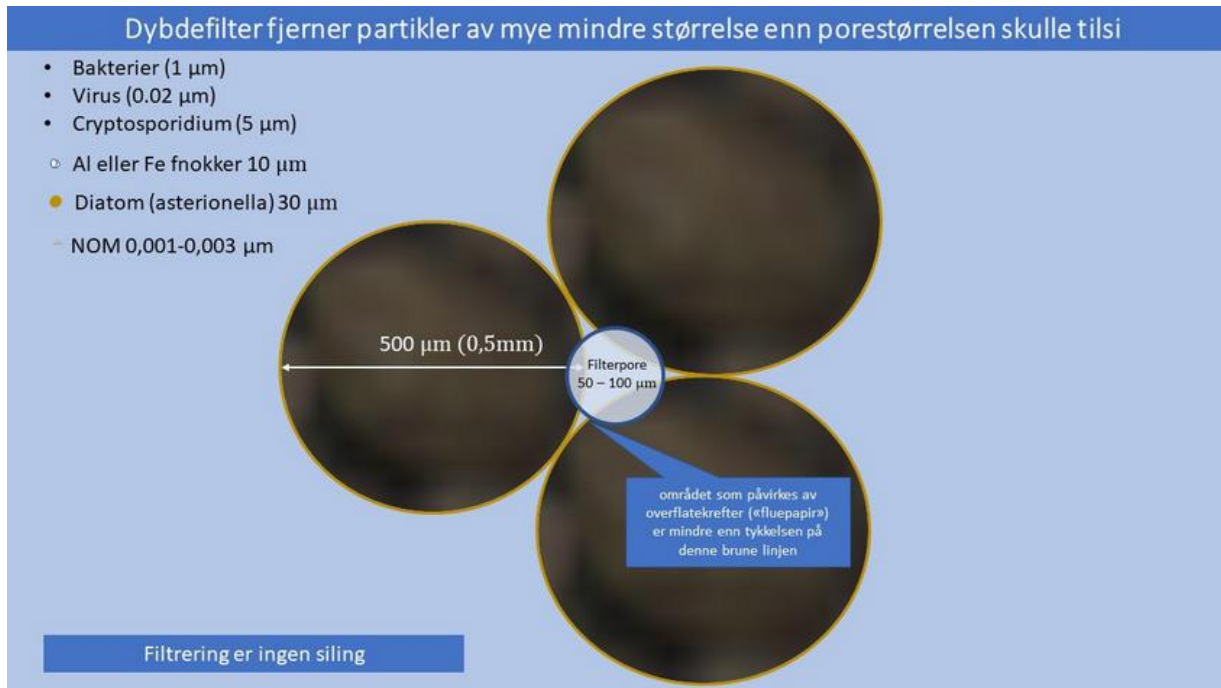
Kontinuerlig filtrering

DynaSand er et en-medium filterkonsept med kontinuerlig spyling. Dette skjer ved at sand ved hjelp av en mammutpumpe tas ut fra bunnen av filtersengen, vaskes og føres tilbake til toppen av filteret. Dette innebærer at filteret ikke tas ut av produktiv drift for tilbakespyling/rengjøring, og at man får en kontinuerlig strøm av filterspylevann. Vi har fått tillatelse til å benytte den videoen med egen tale og tekster til undervisning. Du kan lese mer om kontinuerlig filtrering i Norsk Vann rapport 188/2012



Grunnleggende filtreringsteori

Et dybdefilter fjerner partikler med mye mindre størrelse enn det porestørrelsen skulle tilsi, og viser klart og tydelig at filtrering ikke er en siling. Men rene filtermaterialer har liten filtreringseffekt fordi filterkornene, i likhet med partiklene vi ønsker å fjerne, bærer en negativ elektrisk overflateladning. Dette skaper frastøtende krefter mellom korn og partikler, noe som hindrer en effektiv partikkeltransport/nærkontakt og fastholding av partikler på filterkornoverflaten. Dosering av koagulant gir positivt ladede Al eller Fe ioner og utfelling av positivt ladede metallhydroksider (ved pH <8). Dette nøytraliserer ladningene og destabiliserer systemet slik at man kan oppnå effektiv fastholding mellom partikler og filterkorn. Med andre ord, filtrering er ingen siling



Basisligning for filtrering

I video viser den såkalte “basisligningen” for filtrering at andelen partikler som fjernes i et filterlag er proporsjonal med konsentrasjonen av partikler i innløpet til det aktuelle filterlaget

BASISLIGNINGEN FOR FILTRERING

Den såkalte “basisligningen” for filtrering sier at andelen partikler som fjernes i et filterlag er proporsjonal med konsentrasjonen av partikler som tilrenner det aktuelle filterlaget:

$$\frac{\partial C}{\partial L} = -\lambda C$$

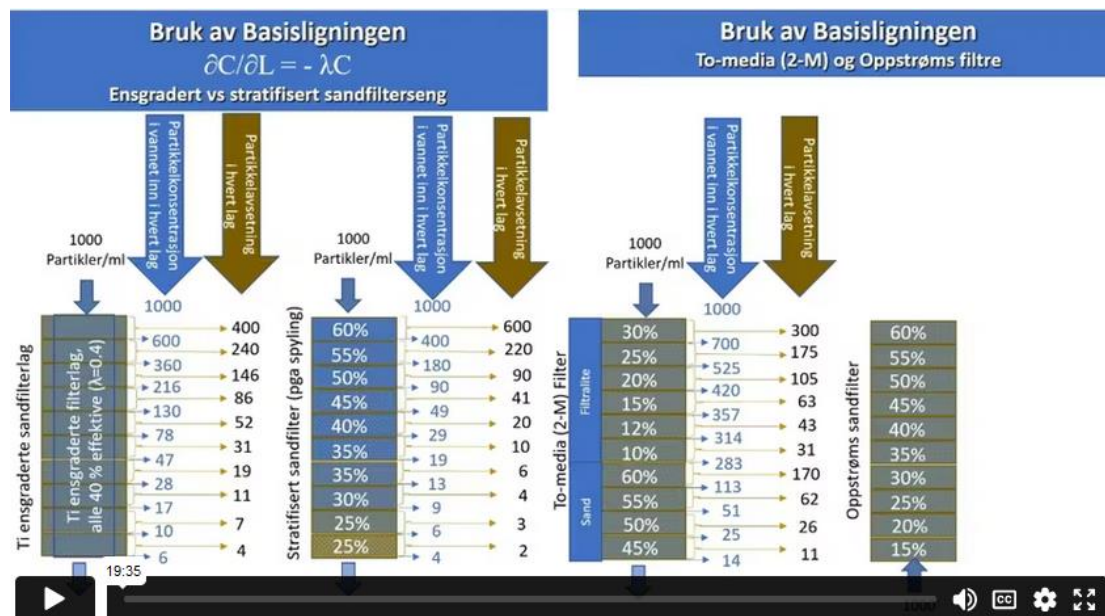
der:

- C = konsentrasjon av partikler inn til et filterlag med tykkelse ∂L (antall/m³)
- λ = filterkoeffisienten (m⁻¹), angir andelen av innkommende partikler som netto holdes tilbake i et filterlag
 - Filterkoeffisienten avtar med økende filterkorndiameter d
 - og med økende filtrerings hastighet

- Filterkoeffisienten varierer med tid og dybde i en gitt filterseng, og er et uttrykk for filterlagets evne til å holde tilbake partiklene som er tilstede i vannet, dvs. hvilken andel av innkommende partikler som holdes tilbake pr. dybdeenhet av filtersengen
- Filterkoeffisienten avtar med økende filterkorndiameter d, og med økende filtreringshastighet v_f
- Filterkoeffisienten avtar med redusert koagulerings effektivitet

I video vises bruk av basisligningen for ensgraderte sandfiltre og to-media (2-M) filtre. Beregnede partikkelkonsentrasjoner og lagringsmengder for hvert filterlag illustrerer på en god måte fordelene med

flermediafiltre og oppstrømsfiltre. En korngradering fra grov til fin i vannets strømningsretning i slike filtertyper gir en jevnere lagringsfordeling over filterdybden og lavere trykktap. For oppstrømsfiltre gjør tilbakespylingen at de største og raskest synkende kornene etter hvert havner i de nedre deler av filtersengen. Dette er gunstig fordi man da oppnår en korngradering fra grov til fin i vannets strømningsretning. Med énmedium sandfiltre vil en slik stratifisering derimot medføre en ugunstig akkumulering av de fineste filterkornene i toppen av filtersengen, noe som gir en svært ujevn lagringsfordeling der nesten all partikkellagring skjer i de aller øverste filterlag.

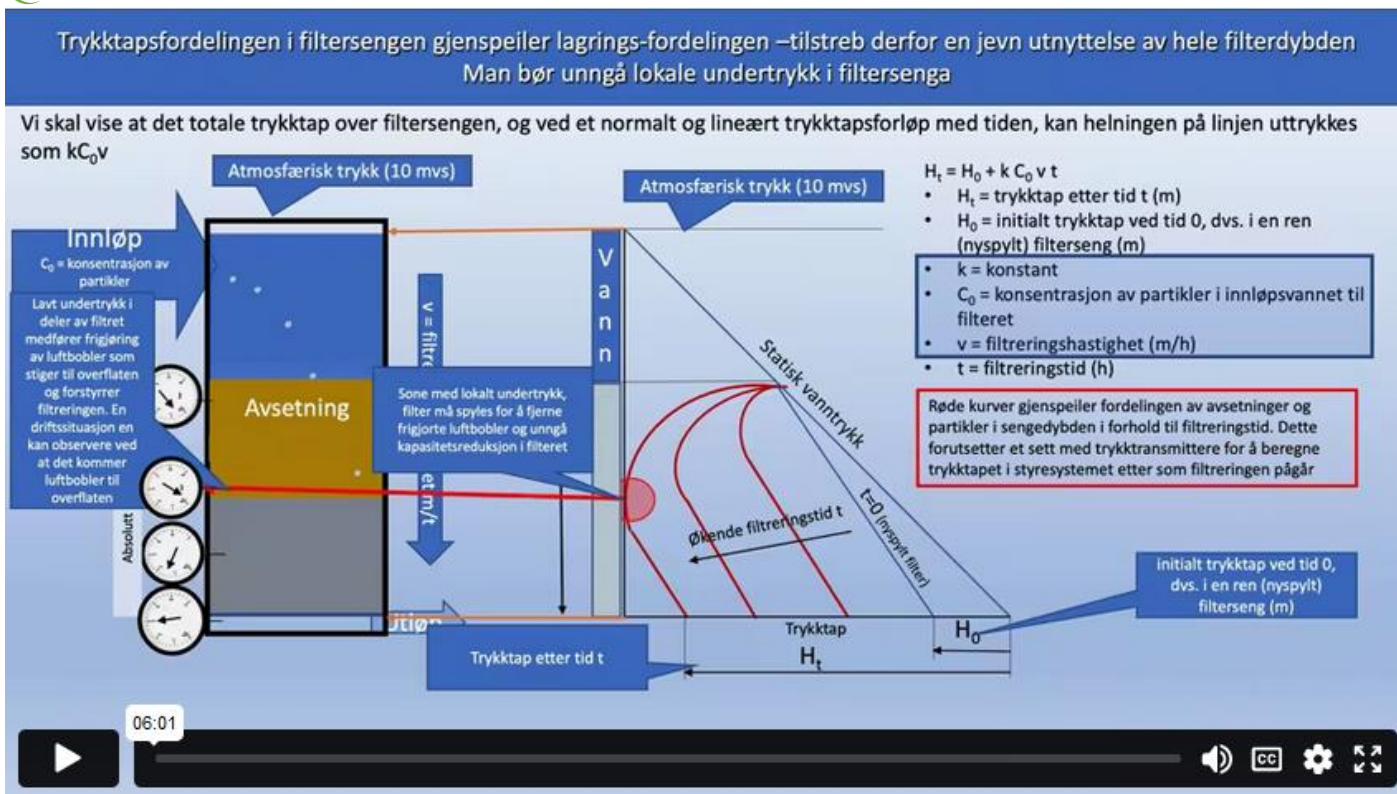


I video, som viser bruk av basisligningen, er det lagt inn en regnefeil i “Partikkelkonsentrasjon i vannet inn i hvert lag” og “Partikkelavsetning i hvert lag” i et av de fire filtereksemplene. I hvilket filtereksempel ligger feilen?

Trykktapsfordeling og den hydrauliske gradienten i en filterseng

Trykktapsfordeling i hele sengedybden, og utviklingen av denne, er en viktig faktor i drift av et filteranlegg. Det lokale trykktapet og trykktapsfordelingen i filtersengen gjenspeiler fordelingen av avsatte partikler. Dersom en driver en filtreringsprosess så lenge – og til så høye trykktap – at det oppstår lokale undertrykk (dvs. lavere trykk enn atmosfæretrykk 10 mvs) i deler av sengen, vil det kunne frigjøres gass (luft) i vannet som mikroskopiske bobler. Dette bør unngås, siden disse små luftboblene kan begrense vanngjennomstrømningen og produksjonskapasiteten. Små luftbobler vil også kunne holde seg lenge i vannmassene og påvirke målenøyaktigheten til on-line målinger som overvåker vannbehandlingen, eksempelvis online turbiditetsmålinger på utløpet fra filterenheten samt etterfølgende vannkvalitetsmålinger og behandlingstrinn (UV-transmisjon, UV-intensitet, osv.)

Det totale trykktapet ved vannets strømning gjennom en filterseng består av det initielle trykktapet H_0 (trykktap i ren filterseng) og trykktapsøkningen med tiden som skyldes avsetningen av partikler. Videre vil det lokale trykktapet over en del av filtersengens dybde gjenspeile partikkelavsetningen i det samme laget. En kan derfor få et godt bilde av fordelingen av avsatte partikler med dybden i en filterseng ved å benytte et sett trykktransmittere for å måle trykket og bergene trykktapet ved ulike dyp i filtersengen mens filtreringssekvensen pågår. I video viser det initielle trykktapet H_0 (ren filterseng, $t = 0$) og det totale trykktapet gjennom sengen etter ulike driftstider t . Det totale trykktapet vil etter en tid kunne nå den disponible trykkehøyden (H_{limit}) man har dimensjonert anlegget med. Når dette skjer, har man ikke lenger noen trykkgradient som kan drive vannet gjennom sengen, og filtreringen vil da stoppe opp.



Koagulering

Koagulering og filtrering fjerner små partikler

En god forbehandling (koagulering) er ekstremt viktig for å oppnå en effektiv filtrering. Uten effektiv koagulering (destabilisering) vil graden av fastholding være lav i hele filtersyklusen – og filtreringen vil være lite effektiv. Dosering av Al- eller Fe-basert koagulanter gir positive ioner som kan nøytralisere den negative overflateladningen på partikler som ønskes fjernet. Aluminium- og jernhydroksider har et ladningsnullpunkt pH_{ZPC} (**point of zero charge**) i vann ved pH nær 8. Under gode forhold (tilstrekkelig koagulantdose og gunstig pH) ligger derved forholdene godt til rette for at også utfelte metallhydroksider kan bidra til økt fastholding og filtreringseffekt. Metallhydroksidene kan felle ut på – og rundt – filterkornene (filtersengen har rikelig med kornoverflater og tilstrekkelig oppholdstid for slik utfelling). De utfelte – og positivt ladede – metallhydroksidene vil adsorbere negativt ladede partikler og mikroorganismer. Følgelig kan fastholdingen mellom partikler/mikroorganismer, filterkorn og metallhydroksider bli svært effektiv. I video viser vi hvor mye Fe som kan holdes løst i vann ved ulike pH før det feller ut som $Fe(OH)_3$ (jernhydroksid)

Partikler i vann har normalt en negativ overflateladning

Eksempelvis NOM, mikroorganismer, leirpartikler (turbiditet) – og filterkorn

Kaffe – er eksempel på en løsning som er stabil fordi negative partikler frastøter hverandre



Dosering av koagulant

Filterkorn i et nedstrøms filter er negativt ladet



Partikkelens overflate og filterkorn er nøytralisert slik at partikkel fastholdes i filter

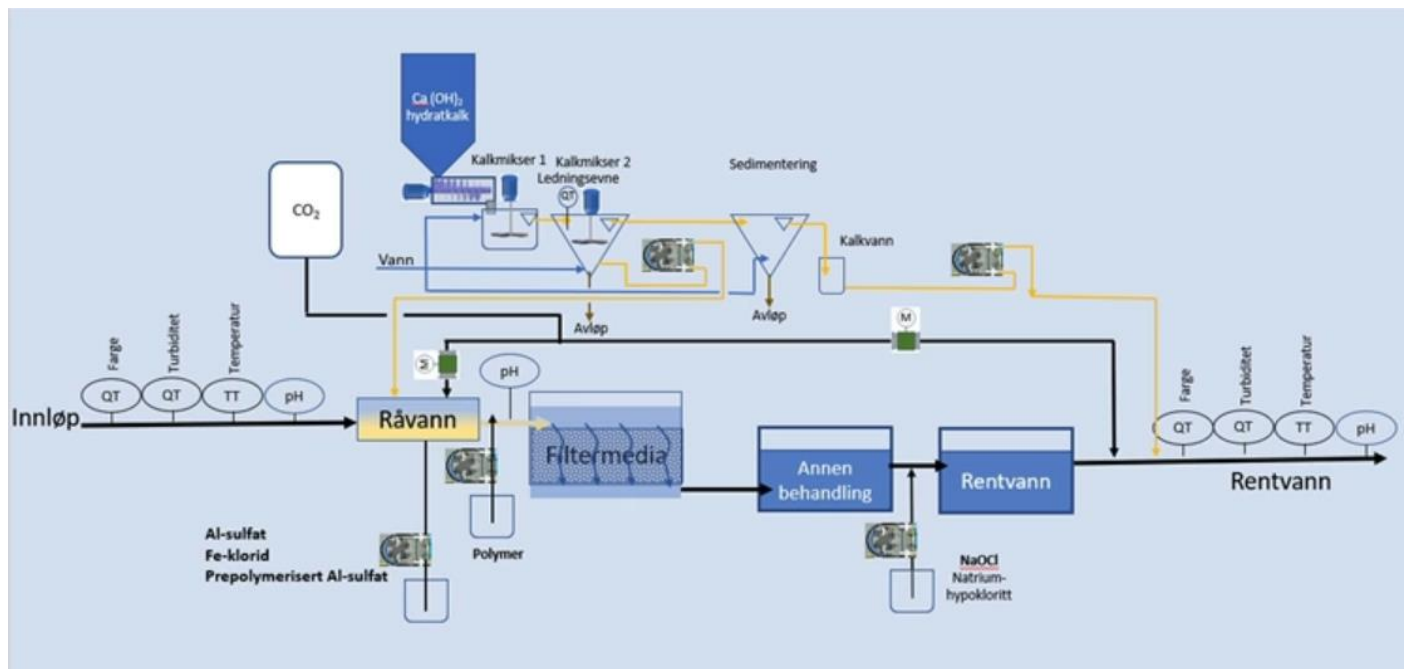
- For å fjerne partikler i et filter må overflateladningen nøytraliseres (destabilisering/koagulering)
- Dette kan gjøres med tilsetning av Fe eller Al salter (koagulanter)

21:46

Koagulering og korrosjonskontroll med mettet kalkvann i filter

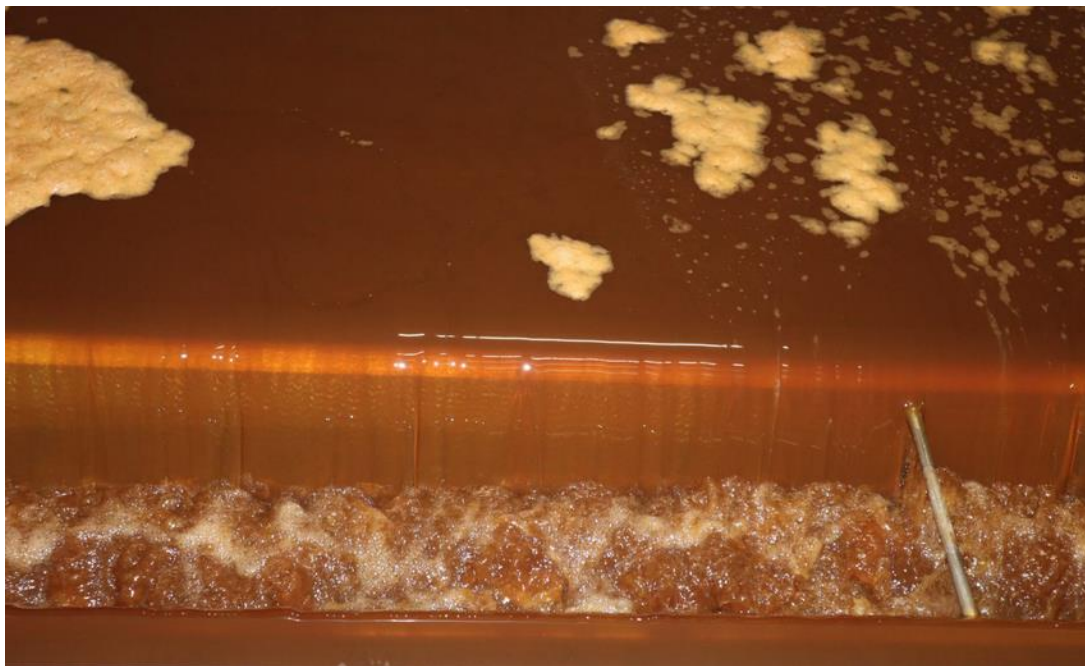
Vi viser et eksempel på hvordan et kontaktfiltreringsanlegg med kalkvannsberedning kan bygges opp. Det benyttes lesket kalk og CO_2 for styring av koagulerings-pH og for korrosjonskontroll av utgående rentvann.

Her inngår også dosering og innblanding av et koaguleringsmiddel (f. eks. aluminiumsulfat, jernklorid eller prepolymerisert aluminiumsklorid), en syntetisk polymer (f.eks. polyacrylamid) som filtreringshjelpemiddel for å oppnå økt fnokkstyrke/sterkere fastholding til filterkorn og derved økt filtersykluslengde og/eller økt filterbelastning.



Filterspyling

Filtersenger rengjøres normalt ved tilbakespyling med noen minutters varighet og med en spylehastighet som medfører fluidisering og ekspansjon av filtersengen. I spylesekvensen inngår gjerne luft, luft/vann og vann med aktuelle tidssekvenser og spylehastigheter. Etter en avsluttet filterspyling med tilhørende ekspansjon av filtersengen vil filterkornene sedimentere tilbake på plass med en hastighet som øker med filterkorndiameteren og filterkornenes spesifikke vekt (korndensitet). Under denne sedimenteringen gnis også kornene mot hverandre, noe som river løs ekstra partikler. Slike løsrevne partikler kommer normalt ut av filtersengen under den såkalte modningsperioden der vannkvaliteten er forringet i forhold til den etterfølgende fasen med normal filterdrift. Rutiner for filterspyling kan du også se på videoer i leksjon “Referanseanlegg” på Hias og Asker og Bærum Vannverk der driftsledere presenterer sine anlegg med blant annet fokus på filterspyling.



Filterkoeffisienten endres over tid

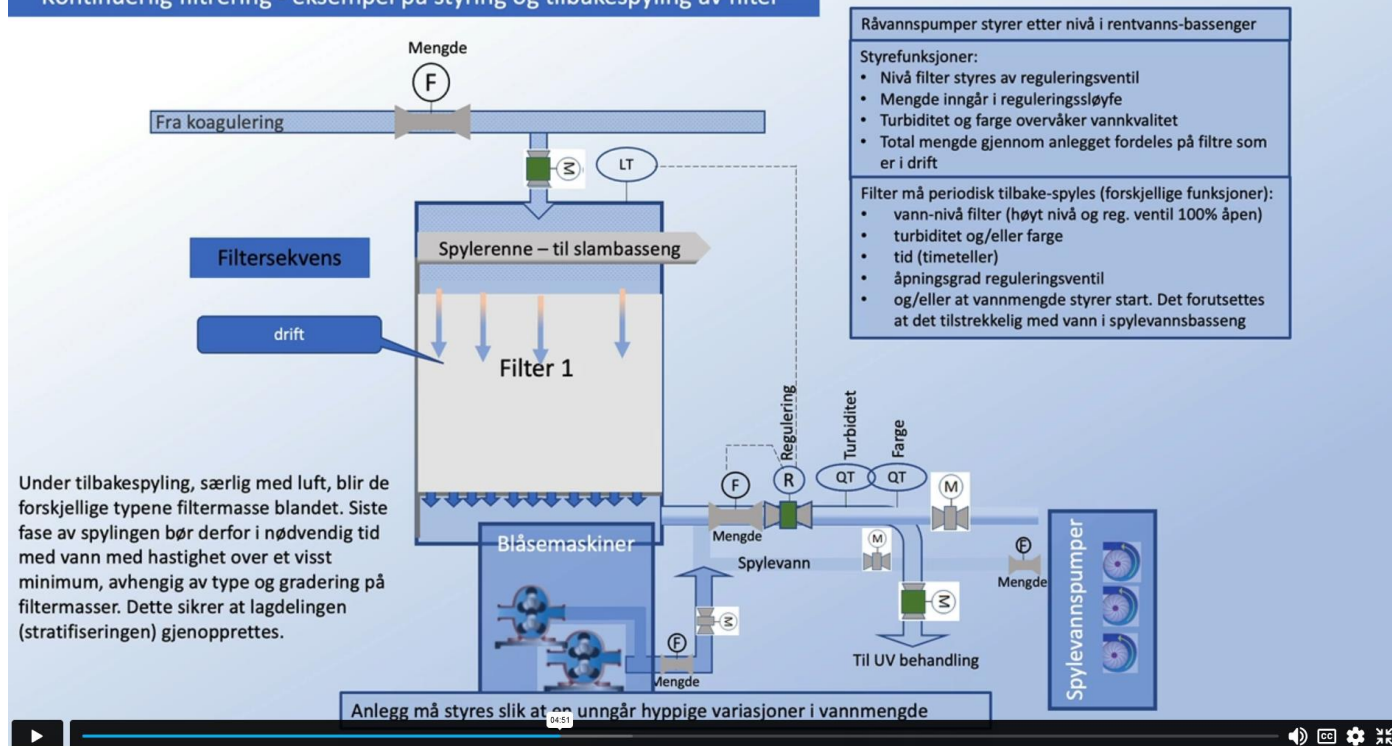
Filterspyling medfører nedetid i forhold til vannproduksjonen. Optimal filterspylingsfrekvens med spyling til rett tid er derfor en viktig faktor i vannbehandlingen. Det er viktig at en ivaretar tilstrekkelig lange filtersykluser (> 8 timer) slik at frekvensen av filterspyling og filtermodning, spylevannsforbruk og nedetid opprettholdes på et rimelig lavt nivå. Feil koagulantdose, koagulerings-pH eller variasjoner i filtreringshastighet påvirker vannkvaliteten negativt. I video viser vi at filterkoeffisienten endres over tid og sted p.g.a. avsetninger i filteret. Når avsetningen nærmer seg metningspunktet vil reduserte poreåpninger gi økt porehastighet, noe som bidrar til redusertpartikkelavsetning og økt løsriving av partikler i filtersengen.



Overvåking av filter og styring filterspyling

Perioder med filterspyling er som nevnt tap av produksjonstid og kapasitet i et vannbehandlingsanlegg. Rett tidspunkt for spyling samt optimal filterspyling er derfor svært viktig. Etter en spyling gjennomgår filteret en modningsperiode (ofte 20-60 minutter) der filterkoeffisienten og filtreringseffektiviteten øker. Under filtermodningen vil normalt tilbakeholdelsen av små partikler øke i lang tid (lang modningstid), mens større partikler (Giardia, Cryptosporidium) har kortere modningsperioder. Større partikler kan imidlertid bryte gjennom filtersengen på et tidligere tidspunkt enn mindre partikler og det som detekteres via online turbiditetsmålinger. Dette innebærer at modningsvannet sannsynligvis ikke representerer den store risikoen i sammenheng med Cryptosporidium og Giardia, men at man med fordel kan legge inn en viss sikkerhetsmargin ved avslutning av filtreringen og oppstart av spyleprosessen i forhold til et gjennombruddstidspunkt detektert via on-line turbiditet eller partikkelmåling.

Kontinuerlig filtrering - eksempel på styring og tilbakespyling av filter



Empiriske modeller og verktøy for god drift

Empiriske modeller utviklet av Bjørnar Eikebrokk gir gode estimater for nødvendig koagulantdose, slamproduksjon og netto vannproduksjon i et filteranlegg. Dette gir også et godt grunnlag for beregning av nødvendig filterareal for å behandle en gitt vannmengde (Q_{DIM}).

Empiriske Modeller: Basert på koaguleringsforsøk med råvannsfarge 15-50 mg Pt/L, Turbiditet < 0.2-0.5 NTU, 2-M filtre)

Nødvendig koagulantdose: $D \text{ (mg Me/L)} = A \cdot \text{Råvannsfarge (mg Pt/L)} + B$

Bestkoagulantinnholdet (< 0.15 mg/L Fe eller Al) er normalt bestemmende for koagulantdosen, og vi skiller mellom absolutt minimumsdose der vannkvalitetskravene akkurat oppfylles i et snevert pH-område, og praktisk minimumsdose som gir et tilstrekkelig vidt pH-vindu som anlegget kan drives innenfor.

Al-koagulerings (ALG, etc.):

- $D_{\text{absolutt}} = 0.043 \cdot \text{F} + 0.30$
- $D_{\text{praktisk}} = 0.054 \cdot \text{F} + 0.37$

Med kommersielle ALG (14.3 H₂O), tilsvarer dette doseringsmengder på henholdsvis 22 og 28 mg ALG/L (et for aluminiumsulfat).

Fe-koagulerings (RW, FW, etc.):

- $D_{\text{absolutt}} = 0.107 \cdot \text{F} + 0.72$
- $D_{\text{praktisk}} = 0.134 \cdot \text{F} + 0.72$

Forsøk har vist at området for optimal koagulerings-pH snegler seg mellom 5.5 og 6.5.

- A og B er konstanter som avhenger av annerdt type koagulant og ønsket vannkvalitet (pH-vindu)
- D = minste nødvendige koagulantdose (mg Me/L)
- D_{absolutt} = Absolutt minimumsdose
- D_{praktisk} = Praktisk minimumsdose (mg Al/L) for å oppfylle gjeldende vannkvalitets og/eller barrierekrav
- F = Farge = Dimensjonerende fargetall i råvannet (mg Pt/L)

Empiriske Modeller: Sykluslengde for gjennombrudd (RW15-50, Turb < 0.2-0.5 NTU)

Modell A: Filtersykluslengde $t_f \text{ (h)} = 298 \cdot (v_f \cdot D)^{-1.29}$
der v_f = filteringshastighet (m/h)
D = dose Al-koagulant (mg Al/L)

Modell B:
 $t_f \text{ (h)} = 80/v_f - 4.5$, gjelder Al u/polymer
 $t_f \text{ (h)} = 180/v_f - 4.5$, gjelder Al m/polymer

BASISLIGNINGEN FOR FILTERING

Den såkalte "basisligningen" for filtrering sier at andelen partikler som fjernes i et filterlag er proporsjonal med konsentrasjonen av partikler som tilrenner det aktuelle filterlaget:

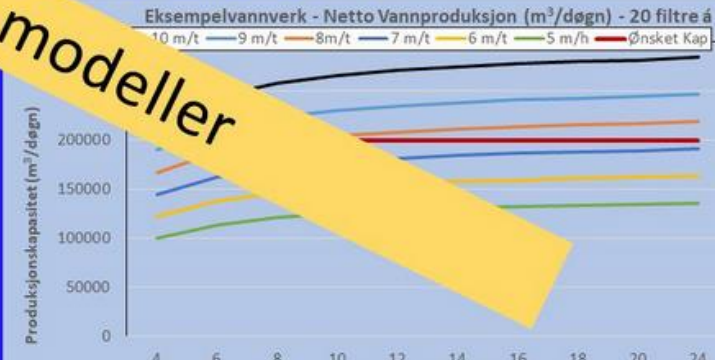
$$\frac{dC}{dL} = -\lambda C$$

der:

- C = konsentrasjon av partikler inn til et filterlag med tykkelse dL (antall/m³)
- λ = filter koeffisienten (m⁻¹), angir andelen av innkommende partikler som netto holdes tilbake i et filterlag
- Filterkoeffisienten avtar med økende filterkorndiameter d
- og med økende filterings hastighet

- Filterkoeffisienten varierer med tid og dybde i en gitt filterseng, og er et uttrykk for filterlagets evne til å holde tilbake partiklene som er tilstede i vannet, dvs. hvilken andel av innkommende partikler som holdes tilbake pr. dybdeenhet av filtersengen
- Filterkoeffisienten avtar med økende filterkorndiameter d, og med økende filteringshastighet v_f
- Filterkoeffisienten avtar med redusert koagulerings effektivitet

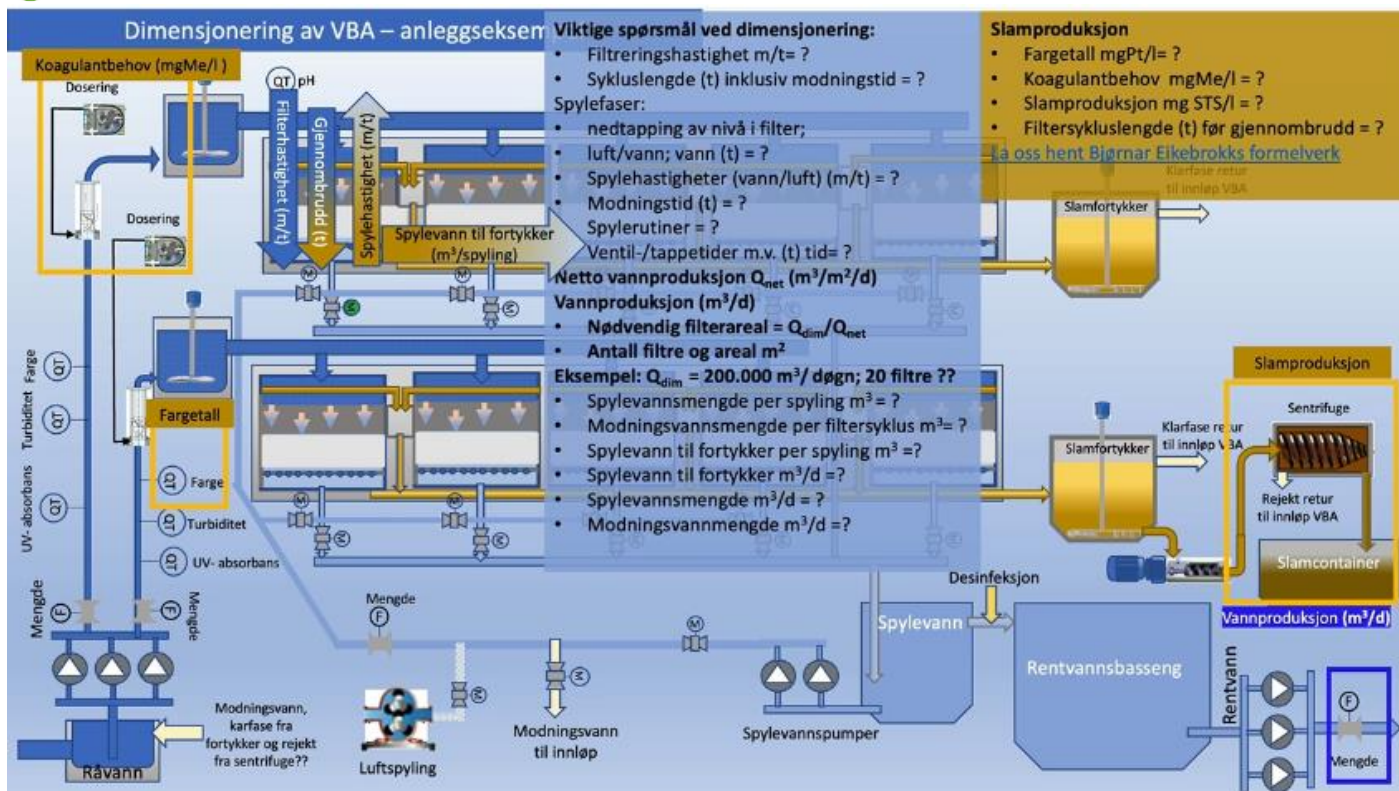
Eksempelvannverk - Netto Vannproduksjon (m³/døgn) - 20 filtre å



The graph shows that as filter area increases, net water production also increases for all filter velocities. Higher velocities result in lower net water production for the same filter area. A red line indicates the 'Ønsket Kap' (Desired Capacity).

Empiriske modeller – spørsmål

Bjørnar Eikebrokk gir i kurset tilgang til modeller han har utviklet gjennom mange års forskning, forsøk og rådgivning. I følgende video stiller vi derfor mange viktige spørsmål i forhold til optimal drift og dimensjonering av et vannbehandlingsanlegg. Vi vil i neste omgang utfordre Bjørnar Eikebrokk der han med hjelp av sine empiriske modeller gir oss svar på våre spørsmål. I video benytter vi spylevann- og rentvanns -pumper som eksempler



Empiriske modeller – nødvendig koagulantdose

Bjørnar Eikebrokk presenterer empiriske modeller basert på en lang rekke koaguleringsforsøk i pilot og fullskala anlegg. Med hjelp av denne modellen kan du beregne nødvendig koagulantdose (Al eller Fe) basert på aktuell råvannskvalitet (fargetall).

Denne modellen kan du laste ned som et pdf-dokument fra kursportalen med link under:

Hent hjelpedokument som viser beregning av koagulantdose

Empiriske Modell: Basert på koaguleringsforsøk med råvannsfarge 15-50 mg Pt/L, Turbiditet < 0.2-0.5 NTU, 2-M filtre)

Nødvendig koagulantdose: $D \text{ (mg Me/L)} = A \text{ (konstant)} \cdot \text{Råvannsfarge (mg Pt/L)} + B \text{ (konstant)}$

Restkoagulantinnholdet (< 0.15 mg/L Fe eller Al) er normalt bestemmende for koagulantdosen, og vi skiller mellom absolutt minimumsdose der vannkvalitetskravene akkurat oppfylles i et snevert pH-område, og praktisk minimumsdose som gir et tilstrekkelig vidt pH-vindu som anlegget kan drives innenfor

Al-koagulering (ALG, ALS, etc): Et dimensjonerende fargetall med 40 mg Pt/L vil kreve følgende dosering av Al-sulfat:

- $D_{\text{AbsMin}} = 0.043 \cdot F \text{ (mg Pt/L)} + 0.30$
- $D_{\text{MinPrak}} = 0.054 \cdot F \text{ (mg Pt/L)} + 0.37$
- $D_{\text{AbsMin}} = 0.043 \cdot 40 + 0.30 = 2.0 \text{ mg Al/L} = 22 \text{ mg ALG/l (aluminiumsulfat)}$
- $D_{\text{MinPrak}} = 0.054 \cdot 40 + 0.37 = 2.5 \text{ mg Al/L} = 28 \text{ mg ALG/l}$

Med kommersiell Al-sulfat (ALG) på granulær form ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14.3 \text{ H}_2\text{O}$), tilsvarer dette doseringsmengder på henholdsvis 22 og 28 mg ALG/L (et forholdstall på 11,12 mellom mengde ALG og Al).

Fe-koagulering (JKL, PIX, etc): Et dimensjonerende råvann med fargetall 40 mg Pt/L vil kreve følgende dosering av Fe-koagulant:

- $D_{\text{AbsMin}} = 0.107 \cdot F \text{ (mg Pt/L)} + 0.58$
- $D_{\text{MinPrak}} = 0.134 \cdot F \text{ (mg Pt/L)} + 0.72$
- $D_{\text{AbsMin}} = 0.107 \cdot 40 + 0.58 = 4.9 \text{ mg Fe/l}$
- $D_{\text{MinPrak}} = 0.134 \cdot 40 + 0.72 = 6.1 \text{ mg Fe/L}$

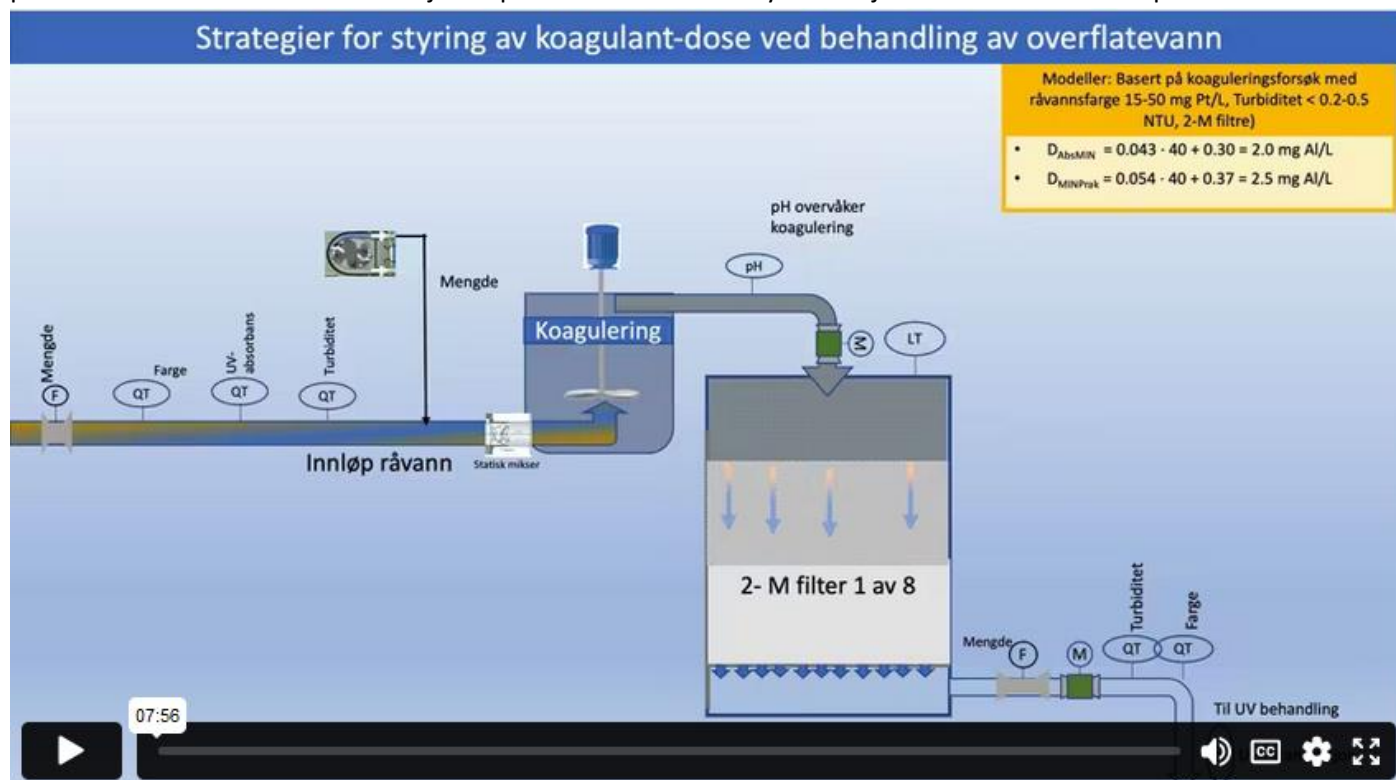
Forsøk har vist at området for optimal koagulerings-pH snevres inn når koagulantdosen reduseres.

- A og B er konstanter som avhenger av anvendt type koagulant og ønsket vannkvalitet/bredde på optimalt område for koagulerings-pH («pH-vindu»)
- D = minste nødvendige koagulantdose (mg Me/L)
- D_{AbsMin} = Absolutt minimumsdose
- D_{MinPrak} = Praktisk minimumsdose (mg Al/L) for å oppfylle gjeldende vannkvalitets og/ eller barriereindikatorkrav innenfor et driftsvennlig/praktisk område for koagulerings-pH

Koagulantbehov i forhold til fargetall

NOM-innholdet i råvannet vil normalt være direkte bestemmende for koagulantbehov og koaguleringsbetingelser. I motsetning til dette, vil en variasjon i råvannets turbiditetsnivå innenfor et område på 1- 5 NTU bare i svært liten

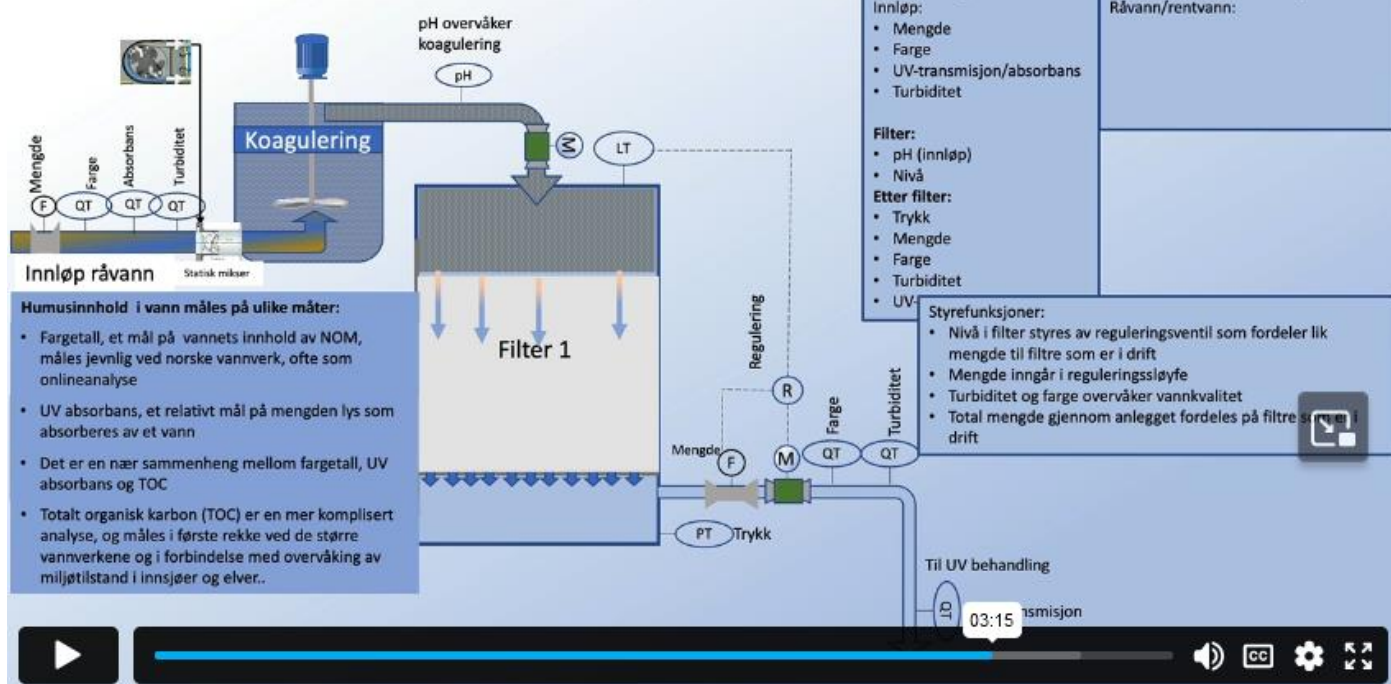
grad påvirke prosessbetingelser, koagulantbehov og oppnådd vannkvalitet. Siden innhold og sammensetning av NOM er så viktig for koaguleringen, og siden disse forholdene kan variere mye over året, er det viktig å ha kartlagt NOM-innhold, sesongvariasjoner og ekstremverdier over en viss tid, gjerne noen år. Det er også viktig å undersøke og ta hensyn til/prediktere eventuelle klimadrevne langtidstrender i NOM-innhold. I likhet med NOM-konsentrasjonen, gjerne målt som farge, UV-absorbans og/eller TOC, kan også NOM-sammensetning og -egenskaper variere over året. Slike endringer vil påvirke NOMs koagulerbarhet/koagulantbehov, biostabilitet, reaktivitet, og potensial for dannelselse av desinfeksjonsbiprodukter. I video benytter vi Bjørnar Eikebrokk sin empiriske modell.



Strategier for overvåking i et koaguleringsanlegg

I video ser vi på instrumentering og periodiske analyser i laboratorium som benyttes for å overvåke råvann og filtrat i forbindelse med et koaguleringsanlegg

Strategier for overvåking i et koagulerings- og filtrerings -anlegg



Driftsmodeller og kapasitetsestimater

Vi har delt opp Bjørnar Eikebrokks presentasjon av Excelark "driftsmodeller og kapasitetsberegninger" i to videoer. For å få sammenheng i driftsmodellene må du se video 1 før du ser på video 2. Excelark som presenteres kan du laste ned via link under. Du kan med det følge med på regneark mens Bjørnar Eikebrokk forklarer.

Hent excelark "driftsmodeller og kapasitetsberegninger"

"Driftsmodeller og kapasitetsberegninger" video 1

I video 1 forklarer Bjørnar Eikebrokk oppbygging av formelverket i forhold til vannproduksjon pr. m² filteareal, absolutte og praktiske minimumsdoser, der han også viser til en egen video i kurset, samt estimert slamproduksjon og filtersykluslengde. Videre går han inn i skilleark "inputdata" der kursdeltakere i de gule feltene kan legge inn sine egne verdier for råvannsfarge, filtreringshastighet, spylehastighet med mer.

B10 $\sum$ $\times$ $\checkmark$ f_x Modellene er utarbeidet av Bjørnar Eikebrokk, og de er nærmere presentert og beskrevet blant annet i i Norsk Vann-rapportene 188 og 189.

Denne Excel-boken inneholder ark med modellerte estimater av viktige driftsforhold, slik som nødvendig koagulantdose, slamproduksjon, samt netto vannproduksjon/produksjonskapasitet som funksjon av filtreringshastigheter, filtersykluslengder, modnings- og spylevannsmengder, etc for ulike driftssituasjoner ved filtreringsanlegg generelt. Her er det også vist hvordan netto vannproduksjon, spyle og modningsvannsmengder, etc kan beregnes ut fra de samme inputdataene.

De 2 siste regnearkene viser estimerte verdier for produksjonskapasitet, modnings- og spylevannsmengder, etc for ulike driftssituasjoner ved filtreringsanlegg generelt. Her er det også vist hvordan netto vannproduksjon, spyle og modningsvannsmengder, etc kan beregnes ut fra de samme inputdataene.

Modellene er utarbeidet av Bjørnar Eikebrokk, og de er nærmere presentert og beskrevet blant annet i i Norsk Vann-rapportene 188 og 189.



Bjørnar Eikebrokk

vimeo videoavspiller

22:28

"Driftsmodeller og kapasitetsberegninger" video 2

I video 2 vises utregninger av netto vannproduksjon i forhold sykluslengder, modningstid, spylehastighet, spyletid osv i forhold til forskjellige filtreringshastigheter (m/t). Nevnte beregninger i forhold til inputdata i forrige video 1.

G6 $\sum$ $\times$ $\checkmark$ f_x $=24*(A56*(B6-C6)-(D6*E6))/(B6+E6+F6)$

Beregninger av netto vannproduksjon Q_{net} for Eksempelvaanverk: Aetår 40 min med samme filtreringshastighet under filtermodning som under vanlig drift (kolonne A); midlere vannspylehastighet 21 m³ med varighet 5.5 min; luftspyletid: 6 min; 10 min ventil og tappet

Filtreringshastighet [m³/h]	Sykluslengde [h]	Modningstid [h]	Modningstid [h]	Spylehastighet [m³/h]	Spyletid [h]	Ventil-tappetid m.v. [h]	Netto vannproduksjon Q_{net} [m³/h]		Vannproduksjon [m³/h] - Med 20 filtre à 60 m²		FV: degn og uendelighet filterflate		Med 20 filtre à 60 m²	
							Med modningstap	Uten modningstap	Med modningstap	Uten modningstap	m³/d	m³/d	Spylevannsmengde	Modningsvannsmengde
5	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	802	802	802	802	8.0	8.0	8.0	8.0
6	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	95	808	95	808	7.4	8.0	8.0	8.0
8	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	101	708	101	708	5.6	8.0	8.0	8.0
10	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	105	608	105	608	4.5	8.0	8.0	8.0
12	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	107	508	107	508	3.8	8.0	8.0	8.0
14	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	109	408	109	408	3.2	8.0	8.0	8.0
16	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	110	308	110	308	2.8	8.0	8.0	8.0
18	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	111	208	111	208	2.5	8.0	8.0	8.0
20	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	112	108	112	108	2.3	8.0	8.0	8.0
24	4	0.07	21	0.09	0.07	0.07	114	8	114	8	1.9	8.0	8.0	8.0
5	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	802	802	802	802	8.0	8.0	8.0	8.0
6	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	115	698	115	698	7.4	8.0	8.0	8.0
8	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	122	598	122	598	5.6	8.0	8.0	8.0
10	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	127	498	127	498	4.5	8.0	8.0	8.0
12	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	129	398	129	398	3.8	8.0	8.0	8.0
14	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	131	298	131	298	3.2	8.0	8.0	8.0
16	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	133	198	133	198	2.8	8.0	8.0	8.0
18	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	134	98	134	98	2.5	8.0	8.0	8.0
20	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	135	8	135	8	2.3	8.0	8.0	8.0
24	6	0.07	21	0.09	0.07	0.07	137	8	137	8	1.9	8.0	8.0	8.0
5	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	802	802	802	802	8.0	8.0	8.0	8.0
6	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	136	698	136	698	7.4	8.0	8.0	8.0
8	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	144	598	144	598	5.6	8.0	8.0	8.0
10	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	148	498	148	498	4.5	8.0	8.0	8.0
12	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	152	398	152	398	3.8	8.0	8.0	8.0
14	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	154	298	154	298	3.2	8.0	8.0	8.0
16	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	156	198	156	198	2.8	8.0	8.0	8.0
18	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	157	98	157	98	2.5	8.0	8.0	8.0
20	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	158	8	158	8	2.3	8.0	8.0	8.0
24	8	0.07	21	0.09	0.07	0.07	160	8	160	8	1.9	8.0	8.0	8.0
5	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	802	802	802	802	8.0	8.0	8.0	8.0
6	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	159	698	159	698	7.4	8.0	8.0	8.0
8	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	166	598	166	598	5.6	8.0	8.0	8.0
10	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	170	498	170	498	4.5	8.0	8.0	8.0
12	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	174	398	174	398	3.8	8.0	8.0	8.0
14	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	176	298	176	298	3.2	8.0	8.0	8.0
16	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	178	198	178	198	2.8	8.0	8.0	8.0
18	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	180	98	180	98	2.5	8.0	8.0	8.0
20	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	181	8	181	8	2.3	8.0	8.0	8.0
24	10	0.07	21	0.09	0.07	0.07	183	8	183	8	1.9	8.0	8.0	8.0
5	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	802	802	802	802	8.0	8.0	8.0	8.0
6	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	177	698	177	698	7.4	8.0	8.0	8.0
8	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	186	598	186	598	5.6	8.0	8.0	8.0
10	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	192	498	192	498	4.5	8.0	8.0	8.0
12	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	196	398	196	398	3.8	8.0	8.0	8.0
14	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	199	298	199	298	3.2	8.0	8.0	8.0
16	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	201	198	201	198	2.8	8.0	8.0	8.0
18	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	203	98	203	98	2.5	8.0	8.0	8.0
20	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	204	8	204	8	2.3	8.0	8.0	8.0
24	12	0.07	21	0.09	0.07	0.07	206	8	206	8	1.9	8.0	8.0	8.0
5	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	802	802	802	802	8.0	8.0	8.0	8.0
6	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	197	698	197	698	7.4	8.0	8.0	8.0
8	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	204	598	204	598	5.6	8.0	8.0	8.0
10	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	212	498	212	498	4.5	8.0	8.0	8.0
12	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	216	398	216	398	3.8	8.0	8.0	8.0
14	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	219	298	219	298	3.2	8.0	8.0	8.0
16	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	221	198	221	198	2.8	8.0	8.0	8.0
18	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	223	98	223	98	2.5	8.0	8.0	8.0
20	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	224	8	224	8	2.3	8.0	8.0	8.0
24	14	0.07	21	0.09	0.07	0.07	226	8	226	8	1.9	8.0	8.0	8.0
5	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	802	802	802	802	8.0	8.0	8.0	8.0
6	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	200	698	200	698	7.4	8.0	8.0	8.0
8	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	208	598	208	598	5.6	8.0	8.0	8.0
10	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	217	498	217	498	4.5	8.0	8.0	8.0
12	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	222	398	222	398	3.8	8.0	8.0	8.0
14	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	225	298	225	298	3.2	8.0	8.0	8.0
16	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	228	198	228	198	2.8	8.0	8.0	8.0
18	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	231	98	231	98	2.5	8.0	8.0	8.0
20	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	232	8	232	8	2.3	8.0	8.0	8.0
24	16	0.07	21	0.09	0.07	0.07	235	8	235	8	1.9	8.0	8.0	8.0

14:26

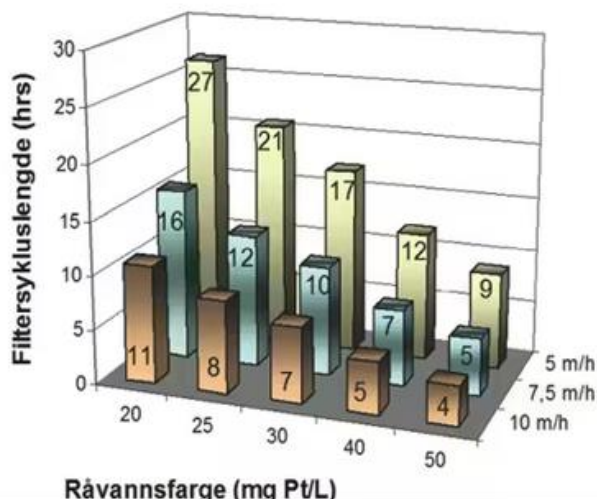
Hent hjelpedokument som viser beregning av koaguleringsdose

Filtersykluslengde

I video presenteres en modell for filtersykluslengde i koagulerings-kontaktfiltreringsanlegg med dosering av Al i et tomedia anthrasitt-sandfilter, uten bruk av polymer. Stipulerte sykluslengder før turbiditetgjennombrudd er angitt

for ulike råvannskvaliteter (fargetall) 20 – 50 mgPt/l, og tilhørende ulike nivåer for koagulantbehov og stoffbelastning på filteret ved filtreringshastigheter i området 5-10 m/t.

Filtersykluslengde



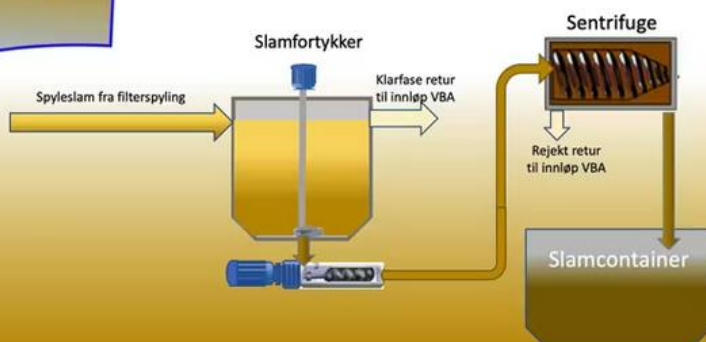
05:38

Slamproduksjon

Under typisk norske forhold med relativt rene overflatevann (innsjøer) med lav turbiditet og lavt algeinnhold, vil slamproduksjonen i hovedsak stamme fra koagulantene som tilsettes vannet. Korrosjonskontrollen vil også i noen grad kunne bidra til slamproduksjonen. I video benyttes Bjørnar Eikebrokk sin driftsmodell til å beregne slamproduksjon i et vannbehandlingsanlegg.

Slamproduksjon i koaguleringsanlegg

I denne videoen skal vi se på:



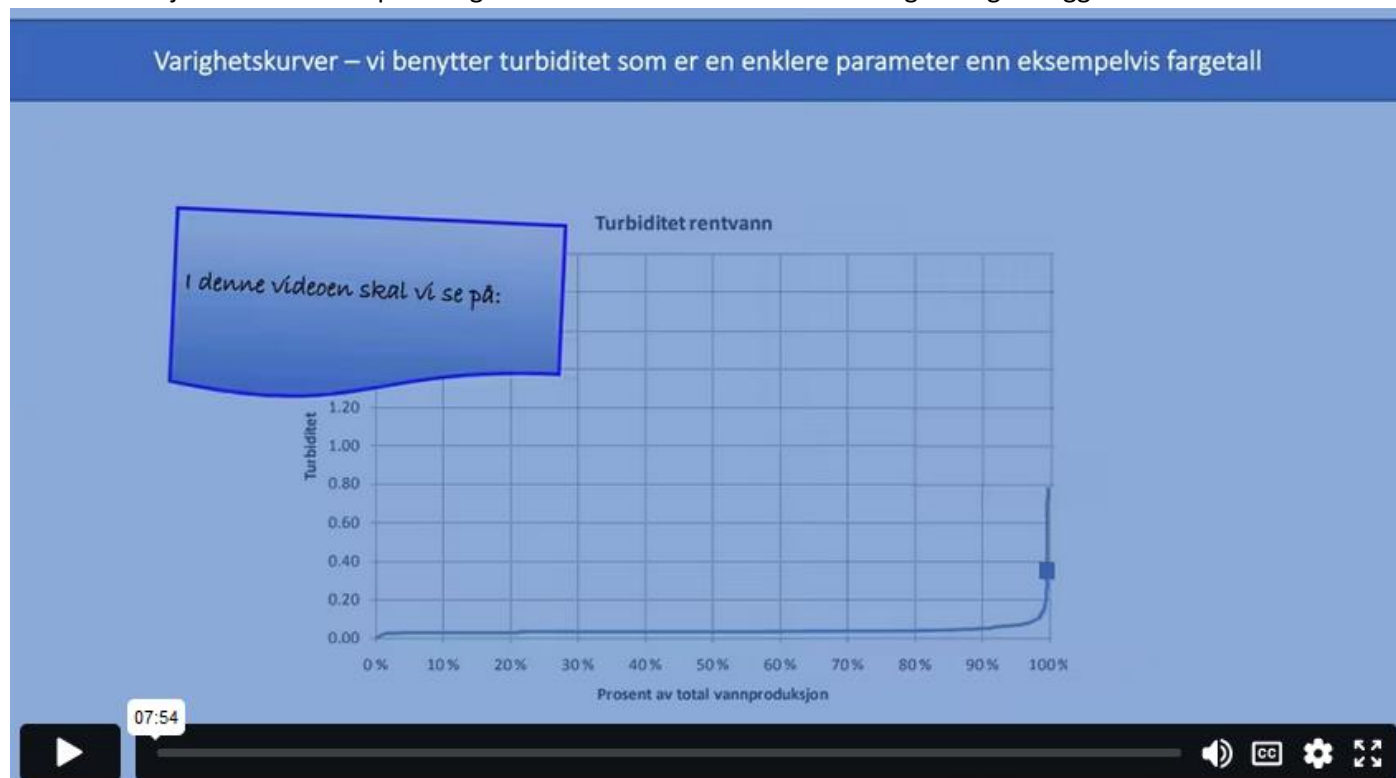
06:21

Varighetskurve

Varighetskurver kan benyttes for å dokumentere hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegg

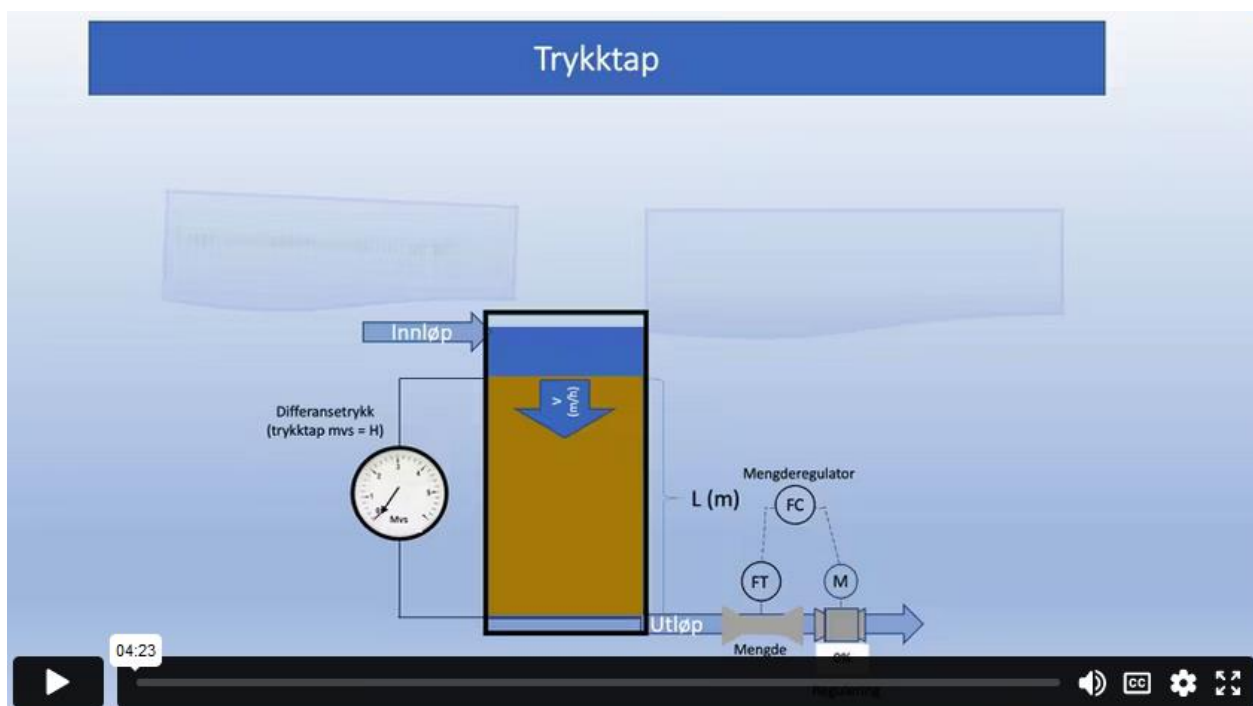
Hygienisk sikker drift med effektive og stabile barrierer må ivaretas for å oppfylle krav til hygienisk barrierer i et koaguleringsanlegg. Driftsdiagnoser og optimaliseringstiltak må baseres på bruk av egnede vannkvalitetsparametere og/eller barriereindikatorer. For koaguleringsanlegg er det naturlig å anvende indikatorparametere og

parameterverdier som angitt i den norske drikkevannsforskriften med veileder. Uttrekk fra punktliste i veileder gir eksempler på vannbehandlingsmetoder. «Ved koagulering vil erfaringsmessig restinnholdet av aluminium eller jern i drikkevannet være mindre enn 0,15 mg/l, samtidig som fargeverdien er mindre enn 5 mg Pt/l. Videre vil da også mengden organisk materiale være mindre enn 3 mg C/l. Turbiditeten er da erfaringsmessig mindre enn 0,2 FNU». Disse verdiene må være oppfylt for at koaguleringen skal anses å utgjøre en hygienisk barriere. I video bruker vi turbiditet fra enkeltfiltre som indikator til å dokumentere overholdelse av hygienisk barrierefunksjon. Videre ser vi på vanlige årsaker til barrieresvikt i koaguleringsanlegg.

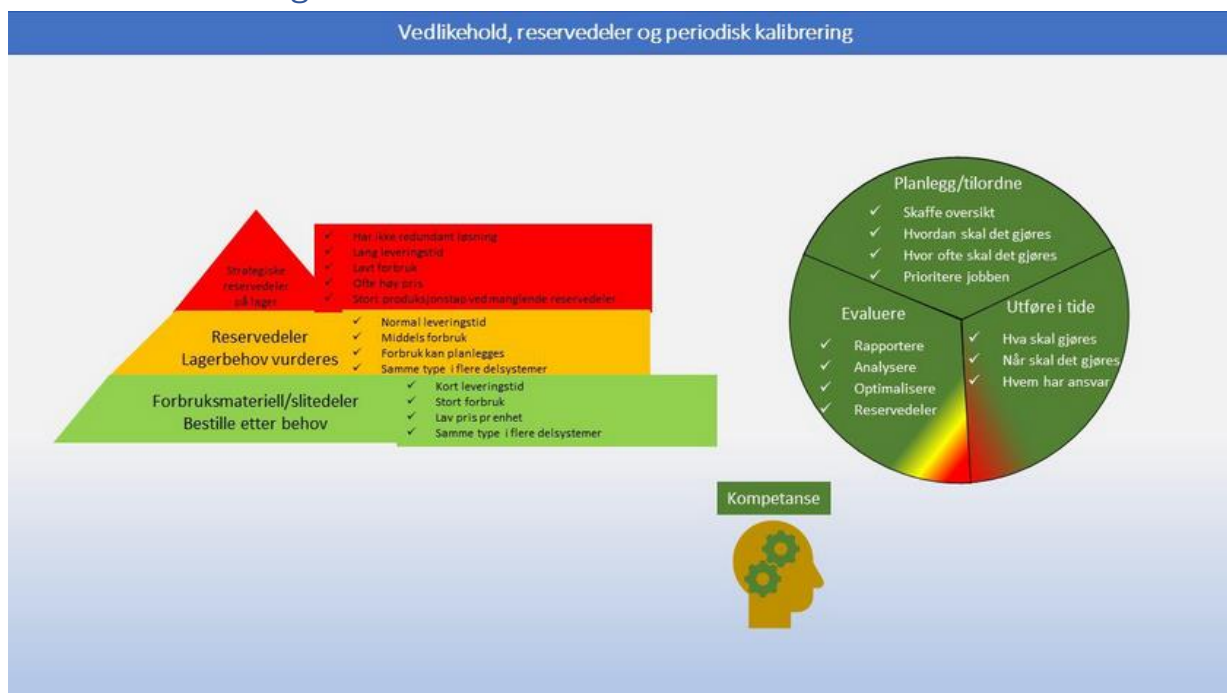


Trykktap i en filterseng

Trykktapet i en filterseng øker som følge av partikkelavsetning og tetting av filterporer. Når filtersengen er veldimensjonert og godt tilpasset vannet som behandles, vil trykktapet øke lineært med tiden så fremt andre forhold (primært filtreringshastigheten) holdes konstante. En eksponentiell utvikling av trykktap er et tegn på at fnokkene i for liten grad evner å trenge ned i filtersengen og utnytte dennes dybde, mens en utflatende trykktapsutvikling tyder på gjennombrudd og lekkasje av partikler gjennom filtersengen.



FDV – Forvaltning Drift Vedlikehold



Periodisk drift og vedlikehold

Tilstandsbasert vedlikehold. I drift av forskjellige anlegg blir en stadig stilt ovenfor krav om bedring av produktivitet og effektivitet uten at kvaliteten på produkt og tjenester til kundene skal endres. Gjennom å systematisere drift og vedlikehold kombineres erfaring og nye arbeidsmetoder som tar i bruk framtidsrettet datateknologi. Oversikt over anlegg og utstyr, konkrete arbeidsrutiner og klare målsettinger er noen av nøklene til å lykkes. Drift- og Vedlikeholdssystem (DV-system) gir mulighet for effektiv planlegging, organisering og oppfølging av utført drift og vedlikehold. Ved å utnytte registrerte data vil det være mulig å ta korrekte beslutninger om valg av funksjonsnivå for ulike anlegg og samtidig finne de mest kostnadseffektive tiltak for å opprettholde eller øke nivået. Ved bruk av DV system kan en i neste omgang ivareta en kostnadseffektiv reservedelsstrategi. Ved å overvåke status på anlegg, delsystemer og utstyr kan en på rett tidspunkt bestille tjenester og utstyr for å gjennomføre korrigerende tiltak. I to

påfølgende videoer presenterer vi hvordan en kan ivareta tilstandsbasert vedlikehold, der en forenklet måte å benytte pålitelighetsstyrt vedlikehold ved å gjennomgå de syv grunnleggende vedlikeholds samt reservedelsstrategi

Vedlikehold, reservedeler og periodisk kalibrering

Vedlikehold er et stort og viktig tema. I denne videoen ønsker vi derfor å gi noen innspill i stikkordsform du må følge opp i eget anlegg

Vedlikehold

- ✓ Har ikke redundans
- ✓ Lang leveringstid
- ✓ Lært forbruk
- ✓ Ofte høy pris
- ✓ Stort produksjonsvolum

Reservedeler

Lagerbehov vurderes

Forbruksmateriell/slitedeler

Bestille etter behov

- Reservedelsstrategi
- Vedlikehold av utstyr
- Periodisk kalibrering
- Trendkurver

12:09

🔊
CC
⚙️
🔍

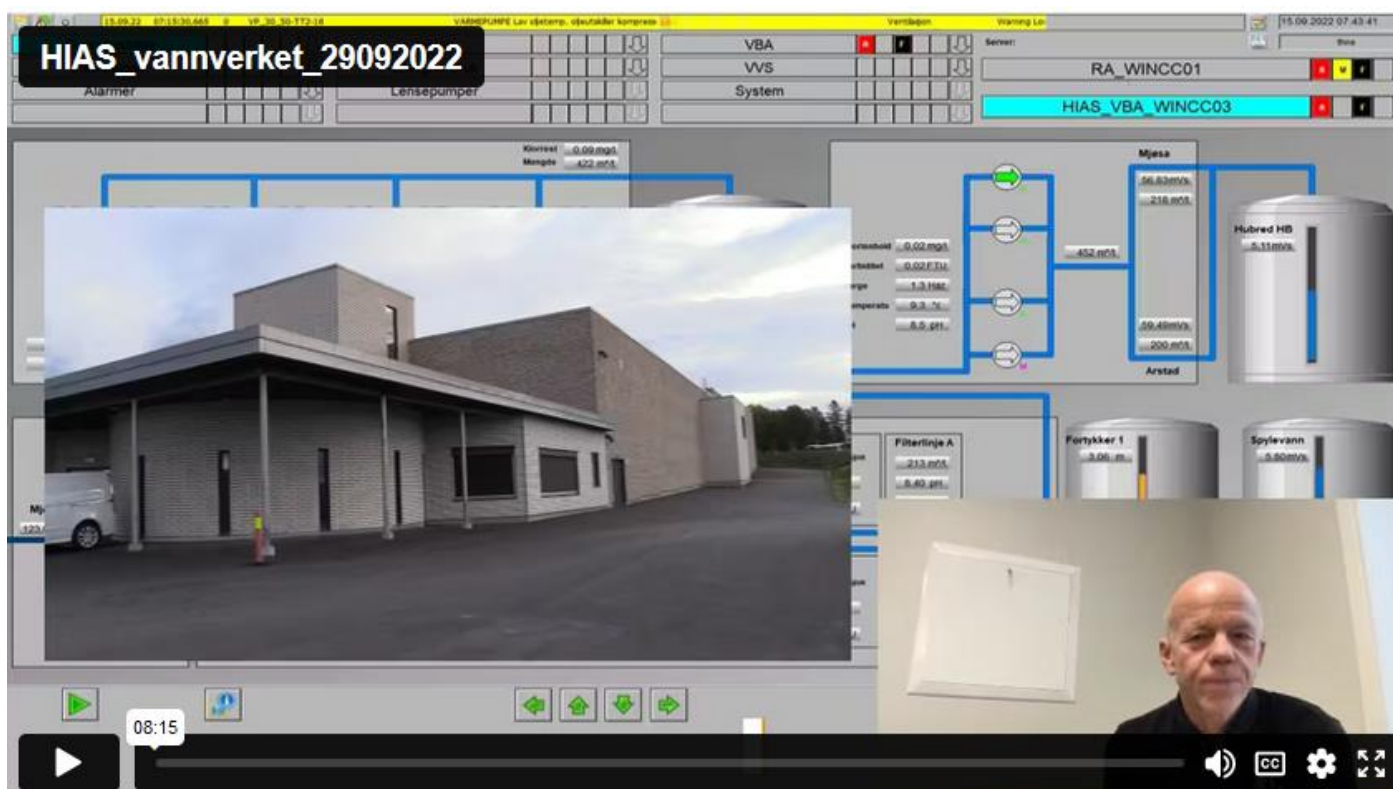
Referanseanlegg

Vi besøker Asker og Bærum Vannverk

Asker og Bærum Vannverk IKS (ABV) er et interkommunalt selskap som eies av kommunene Asker og Bærum. ABV IKS er organisert som et interkommunalt selskap i samsvar med lov om interkommunale selskaper. Vi besøker Aurevann vannbehandlingsanlegg som har en kapasitet på 2.900 m³/time. Gjennomsnittlig vannproduksjon er 8 – 15 mill. m³/år eller 20 000 – 40 000 m³/døgn. Aurevannsanlegget leverer vann til omkring 65 % av Bærums befolkning eller 65 – 70 000 pe. Det som er spesielt med dette anlegget er at det tar inn råvann fra Aurevann og leverer til nedstrøms distribusjonssystem ved gravitasjon, uten råvann- og rentvannspumper. Anlegget benytter hydratkalk i forbindelse med koagulering og til korrosjonskontroll. Driftsleder Christian Finstad viser oss rundt på anlegget.



Driftsleder Thorbjørn Netteland og driftsoperatør Thore Thomassen viser oss rundt i anlegget





I forbindelse med besøk har vi laget en presentasjon som viser oppbygging av ett av ti filtre. Videre inngår instrumentering, trend i produsjonsperiode på 7 dager, spylesekvens og modning før filter er tilbake i normal drift.

Oppbygging av filter Hias VBA

