

Muligheder for forbedring af badevandskvaliteten ved udløbet af Guldager Møllebæk



Muligheder for forbedring af badevandskvaliteten ved udløbet af Guldager Møllebæk

September 2016



Udarbejdet af Esbjerg Kommune, Miljø og DIN Forsyning

Esbjerg Kommune: Else Lindegaard Starup, Hans Sonne-Frederiksen, Johannes Lomborg, John Hansen.

DIN Forsyning: Mai-Britt Hemme.

Kortudsnit: © Geodatastyrelsen, © COWI

Indhold

1.	Resume	4
2.	Konklusion	5
3.	Indledning.....	7
4.	Områdebeskrivelse.....	8
4.1	Beskrivelse af vandløbssystemet.....	8
4.1.1	Øvre del af Guldager Møllebæk, opstrøms Tobøl Bæk.....	9
4.1.2	Tobøl Bæk.....	9
4.1.3	Guldager Møllebæk, mellem Tobøl Bæk og Sønderris Bæk	10
4.1.4	Sønderris Bæk.....	10
4.1.5	Guldager Møllebæk, nedstrøms Sønderris Bæk.....	11
4.1.6	Nedre del af Guldager Møllebæk	12
4.2	Beskrivelse af kloakopland E01 og E02 – Sydøstlige Hjerting	14
5.	Metoder.....	16
5.1	Kildesporing – GIS.....	16
5.2	Bakteriemålinger	16
5.2.1	Prøvetagningsstationer og undersøgelsesprogram.....	16
5.2.2	Prøvetagningsmetode	17
5.2.3	Analysemetode.....	17
5.2.4	Regndata.....	18
5.3	Opsporing af fejkoblinger	18
5.3.1	DNA metoden	18
5.4	Undersøgelse af rensemetoder – bassiner	19
6.	Resultater	19
6.1	Bakterieundersøgelser	20
6.1.1	Bakterieindholdet i Guldager Møllebæk kort før udløbet.....	20
6.1.2	Udløbets påvirkning af nærliggende strande	21
6.1.3	Indledende undersøgelse af bakterietal i Guldager Møllebæk	24
6.1.4	Undersøgelse af opland E01, E02 og E06, og nedstrøms.....	26
6.1.5	Prøver fra vejvandsudløb.....	31
6.1.6	Regnvejs–baggrundsprøve	32
6.1.7	Tørvejsprøver	34

6.2	Undersøgelse af fejkoblinger	35
6.2.1	DNA undersøgelsen	35
6.2.2	Andre undersøgelser og iagttagelser.....	36
7.	Litteratursøgning - andres undersøgelser og sammenligning med vores	36
7.1	Bakterieniveau i overfladevand	36
7.1.1	Afstrømmet overfladevand	36
7.1.2	Tagvand	37
7.1.3	Vejvand.....	37
7.1.4	Bakterier i vandløbssediment og brinken	37
7.2	Bakteriers henfald og fjernelse.....	38
7.2.1	Henfald af E. coli og enterokokker.....	38
7.2.2	Regnvandsbassiners virkningsgrad	39
7.3	Metoder til opsporing af fejkoblinger	41
7.3.1	DNA analyser	41
7.3.2	Simple metoder til afklaring af fejkoblinger	42
7.3.3	Koffeintest med SorbiCell'er.....	42
7.3.4	Chips i toilettet	42
7.3.5	Tv-inspektion	43
7.3.6	Fiberoptisk temperaturmåling.....	43
8.	Vurdering.....	43
8.1	Badevandskvaliteten	43
8.2	Bakterieindhold i afstrømmet regnvand	44
8.3	Vurdering af muligheder for reduktion af kilderne	45
8.3.1	Fejkoblinger	46
8.3.2	Rensning af overfladevand	46
8.3.3	Information til borgere/virksomheder om ikke at bruge vejafløbet	47
8.4	Forholdet mellem E. coli og enterokokker	47
8.5	Vurdering af bakterieundersøgelsernes usikkerhed.....	48
9.	Litteraturliste	49
10.	Bilag 1: E: coli i udløbet af Guldager Møllebæk 2015-16.....	51

1. Resume

Efter nedlæggelse af et overløbsbygværk med spildevand var det forventet, at strandene omkring Guldager Møllebæk ville få en bedre badevandskvalitet, men det skete ikke. Dette projekt gør rede for forholdene i og ved bækken, og fokuserer især på bakterieindhold i afstrømmende regnvand fra befæstede arealer.

Det har vist sig, at afstrømmende regnvand fra befæstede arealer har et højt indhold af bakterier, specielt i "first flush" afstrømningen, men over tid stadig højt. I denne undersøgelse har det ikke været muligt at udpege enkelte klare kilder til denne forurening, men kilderne er sandsynligvis mange. En række af disse mulige kilder er nævnt i denne undersøgelse.

Det vurderes som forholdsvis sikkert, at fjernelse af fejkoblinger ikke i sig selv kan nedbringe bakterietallene tilstrækkeligt. Der kunne skabes endnu større sikkerhed om dette ved en yderligere undersøgelse.

Forsinkelsesbassiner med særlige opbygnings- og driftskrav kan nedbringe indholdet af bakterier gennem eksponering for lys og gennem udligning ved at udjævne koncentrationen af bakterier i det udledte regnvand. Det kan ikke garanteres på baggrund af de udførte undersøgelser, at etablering af bassiner på udløbene til bækken giver sikkerhed for opfyldelse af en tilfredsstillende badevandskvalitet, men det vil medvirke til en forbedring. For at kunne prioritere, hvor bassiner giver mest effekt, vil det være nødvendigt at foretage supplerende undersøgelser og afstrømningsberegninger, herunder en hydraulisk model.

Det har over længere tid været almindelig national praksis og standard for Natur & Miljøklagenævnet at stille krav om, at udløb fra regnvandsledninger som udgangspunkt forsynes med bassiner af passende størrelse. Hvis ellers der stilles de rette krav til størrelse og drift, er det således fremadrettet sikret, at der vil ske en reduktion og udjævning i udledningen af bakterier med regnvandet, når der etableres nye/ændres på eksisterende udledninger. Etablering af bassiner på et stort antal udledninger i oplandet til Guldager Møllebæk vandløbssystem, vil kræve store investeringer, som i givet fald ikke kan forventes klaret over en kortere årrække. Og en beslutning af denne karakter bør endvidere afvente supplerende undersøgelser m.m.

Denne rapport nævner følgende handlemuligheder:

- Ny praksis vedr. krav til kommende bassiner, der leder vand til badevandsområder
- En hydraulisk model, der kan støtte beslutninger om, hvor ændringer giver størst værdi
- Etablering af bassiner med særlige opbygnings- og driftskrav til eksisterende udledninger
- Opsporing af fejkoblinger
- Information af borgerne for at undgå utilsigtede tilledninger til regnvandsledninger
- Undersøgelse, der sikrer korrekt udstrækning af badeforbud, samt bedre information herom

Det er desværre ikke muligt konkret at sige, hvad de enkelte handlinger vil betyde for badevandet omkring udløbet, også fordi det har vist sig, at der på strandene lejlighedsvist har vist sig forhøjede bakterietal, der ikke stammer fra Guldager Møllebæk.

2. Konklusion

Indholdet af E. coli i Guldager Møllebæk har betydning for badevandskvaliteten på strandene omkring udløbet. Indholdet af enterokokker i bækken har også, om end mindre, betydning for

badevandskvaliteten på strandene, og det ser ud til, at der også kommer enterokokker til strandene andre steder fra, dvs. fra kilder i større afstand, eller kilder direkte på stranden. Fugle på stranden er et bud, men det er ikke påvist. Dvs. selv om bakterieindholdet i Guldager Møllebæk forbedres, kan der stadig være problemer med enterokokker ved stranden.

Udledning af overfladevand er betydende faktor for indholdet af E. coli i Guldager Møllebæk, på trods af, at der ikke tilføres spildevand fra overløbsbygværker. Bakterierne tilføres med regnvand fra befæstede arealer, dvs. fra separatkloakerede områder og fra vejvandsledninger. Selvom DNA-prøver i regnvandsudledningen fra udvalgte områder ikke viser tegn på forurening fra mennesker, kan et bidrag fra fejltilslutninger af spildevand til regnvandsledninger ikke helt udelukkes. Men selv hvis der ikke er fejkoblinger, er bidraget fra tage og især veje væsentligt. Ekskrementer fra fugle, kæledyr, rotter, heste m.v. formodes at være årsagen, omend det ikke er dokumenteret. Det kan ikke udelukkes, at bakterier desuden tilføres fra marker med kvæg/heste i oplandet. Udslip fra evt. utætte krydsende spildevandsledninger og fra enkelte ejendomme med spildevandsnedslivningsanlæg nær bækken ville sandsynligvis også kunne ses i tørvejr og regnes derfor ikke som betydende kilde.

Generelt skal det nævnes, at det i praksis har vist sig mere besværligt og ressourcekrævende end forventet at få udtaget de planlagte prøver, og undersøgelsen er derfor baseret på færre resultater end det var ønskeligt. Forsinkelsesbassiner i rette dimensionering og korrekt vedligehold forventes at kunne fjerne hovedparten af bakterierne fra overfladevandsudløbene. Ved at etablere en lidt ændret praksis for vilkårsfastsættelse i udledningstilladelser kan man sikre, at nye/ændrede udledninger ikke fremover bidrager til problemet.

Der er i oplandet ca. 20 udløb, hvoraf kun enkelte har bassiner (med ukendt dimensionering). Det vil være uoverskueligt over en kortere årrække at skulle etablere bassiner på disse udløb, som i øvrigt i forvejen har en gældende udledningstilladelse. Det vil således kræve en frivillig indsats af DIN Forsyning, eller en juridisk tilgang for at ændre gældende udledningstilladelser på baggrund af ny viden om en for høj miljøpåvirkning. Udgiften til et bassin er meget afhængig af forholdene, om der skal lægges membran osv., men skønnes til omkring ½-1 mio. kr. pr. bassin. At foretage beregninger på en hydraulisk model, der kan kortlægge, hvor det giver mest mening at foretage investeringer i bassiner, vil være en nødvendig supplerende opgave, som skønnes at kunne gøres for omkring ½ mio. kr.

Det kan ikke garanteres på baggrund af de udførte undersøgelser, at etablering af bassiner på udløbene til bækken giver sikkerhed for opfyldelse af en tilfredsstillende badevandskvalitet, men det vil medvirke til en forbedring.

Nyere undersøgelser fra det nordlige USA indikerer at E. coli-bakterier desuden kan leve og opformeres i vandløbs-bund og -brink, hvorfra de ved regnhændelser kan frigives. Hvorvidt det også gør sig gældende for danske forhold er uvist, men det kan ikke afvises.

I et byområde tæt på stranden med vadefugle, og tæt på ådalens naturlige og rekreative områder, hvor bl.a. køers afgræsning og hundeluftning er en del af helheden, vil det sandsynligvis fortsat være nødvendigt med en badeforbudszone i nærområdet omkring udløbet af bækken. Strandens begrænsede vanddybde omkring udløbet gør desuden, at det ikke vil blive et attraktivt badested.

Det er dog væsentligt at fastholde, at menneskeligt spildevand er uønsket. Det anbefales at fortsætte med at opspore eventuelle fejkoblinger samt igangsætte en oplysningskampagne, således at borgere og virksomheder ikke uforvarende tilfører regnvandsledningen en forurening.

Der bør endvidere igangsættes en række supplerende undersøgelser bl.a. med det formål at undersøge, om badeforbuddets udstrækning svarer til den zone, hvor det er relevant at advare om badevandskvaliteten både med og uden etablering af bassiner. Badeforbud omkring udløb af vandløb har i årtier været national praksis, men det er uklart, hvorledes udstrækningen omkring Guldager Møllebæk i sin tid blev fastsat, og det bør derfor undersøges om det er dækkende. Desuden bør der opsættes bedre information om baggrunden for forbuddet.

Afslutningsvist kan det konkluderes, at der altid vil være et vist baggrunds niveau af bakterier, selvom der med bassiner sker en væsentlig reduktion af bakterier i udledningen af regnvand. Det skyldes naturlige kilder, som beskrevet ovenfor. Dette problem vil uden tvivl være størst ved meget lavvandede strande som Esbjergs, da opblandingen med havvandet foregår langsomt og fordi vandbevægelsen desuden afhænger af tidevand og vindforhold.

Vandløbssystemet Guldager Møllebæk er beliggende i området mellem Sædding, Sønderris, Guldager og Hjerting. Systemet, der består af Guldager Møllebæk, Sønderris Bæk og Tobøl Bæk afleder grundvand og regnvand til Ho Bugt, herunder overfladevand i form af tagvand og vejvand fra en række separatloakerede oplande, som ligger omkring vandløbssystemet. I forbindelse med meget kraftigt regnvejr kan der (med mange års mellemrum) endvidere forekomme overløb af regnvandsopspædet spildevand. Herudover afleder et mindre antal ejendomme i det åbne land mekanisk rensat spildevand til systemet, i form af nedsivningsanlæg.



DIN Forsyning lukkede før sommeren 2015 overløbsbygværket ved Havbakken. Indtil da havde der været forholdsvis mange overløb herfra i badevandssæsonen. Efter lukningen er det nu kun ved alvorlige skybrud, at der kommer regnvandsospædet spildevand fra de resterende 2 overløbsbygværker, der har overløb til hhv. Guldager Møllebæk ved Guldager (UE09 og OBV06) og Sønderis Bæk ved Ådalens Pumpestation (kun nødoverløb fra pumpestation).

7

Det er nødvendigt med mere viden om hvad der er kilden / kilderne til det høje indhold af E. coli og enterokokker i badevandet, for at kunne forbedre forholdene, og hermed leve op til Kommuneplanens målsætning (2014-2026): "Der arbejdes for, at hele kyststrækningen mellem Esbjerg Havn og Marbæk kan klassificeres som badevand".

I sommeren 2015 blev der foretaget en række bakteriemålinger for at indkredse problemet, og februar-maj 2016 udførte 2 studerende fra SDU en række undersøgelser, herunder bakteriemålinger, i forbindelse med deres kandidatspeciale. Uheldigvis var maj måned forholdsvis tør. Det lykkedes derfor kun de studerende, at udtage prøver i en enkelt regnvejrhændelse. Miljø har derfor fulgt op med flere prøver henover sommeren 2016.

Samtidigt er det i et begrænset område blevet forsøgt at undersøge, om fejlkoblinger kan være en af årsagerne til det høje indhold af E. coli og enterokokker i badevandet. I dette notat er en fejlkobling defineret som spildevand, der løber til regnvandssystemet.

Det var desuden intentionen, at undersøge om et lokalt vådt regnvandsbassin reducerer indholdet af E. coli og enterokokker, så udløbsvandet har et lavere indhold, men det viste sig særdeles vanskeligt at foretage en "fornuftig" prøvetagning fra ind- og udløb. Desuden har Esbjerg Kommune endnu ikke bassiner, der lever op til gældende BAT-krav og samtidig har et fuldt udbygget opland, dvs. den rette dimensionering. I stedet er der foretaget et litteraturstudie.

4. Områdebeskrivelse

I dette afsnit beskrives først vandløbssystemet og herefter mere specifikt de kloakoplande, der er valgt at fokusere på.

4.1 Beskrivelse af vandløbssystemet

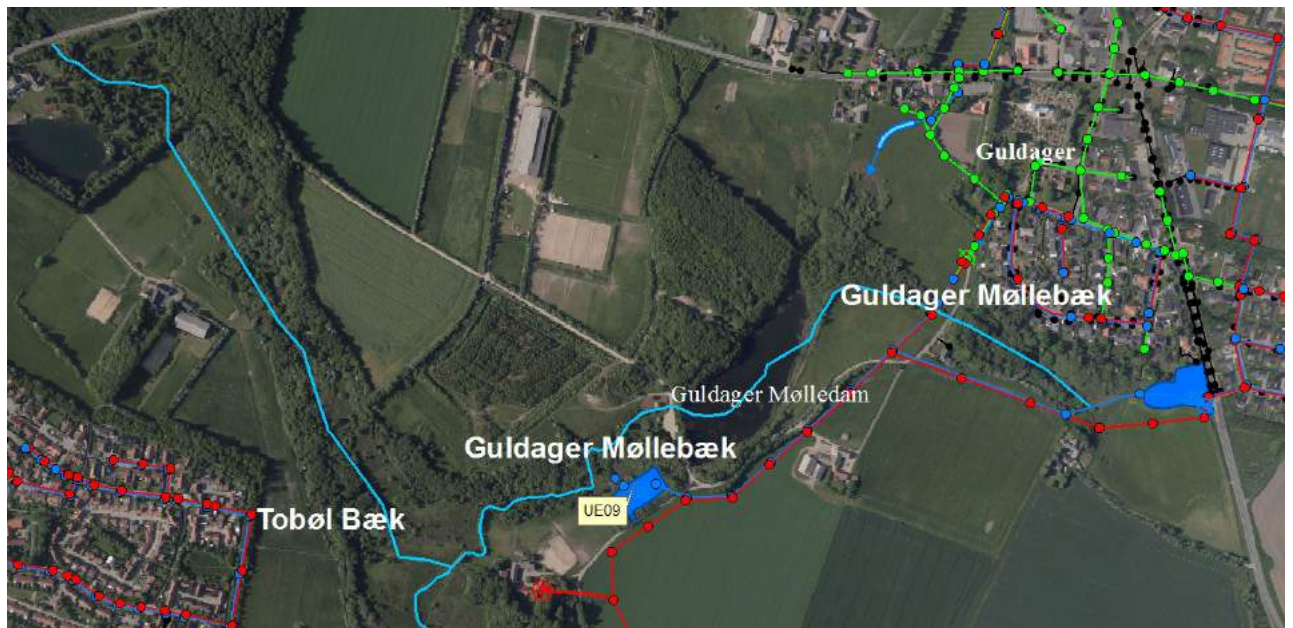
Beskrivelserne herunder er delt i fire afsnit om forskellige dele af Guldager Møllebæk, et afsnit om Tobøl Bæk samt et afsnit om Sønderris Bæk, se oversigtskort Figur 3-1.

For at give en sammenhæng med Spildevandsplanen 2016-2021 er der i dette notat både henvist til gældende oplandsnumre og udløbsnumre.

Selve Guldager Møllebæk er ca. 4 km lang. Den starter i forstaden Guldager Kirkeby og bevæger sig ind mellem Esbjergs bydele Hjerting og Sædding, inden den løber ud i den salte Ho Bugt mellem Hjerting og Sædding Strand. Ved lavvande løber den i et delta ud over stranden, mens den ved højvande stuer en smule op, så der er højere vandstand i bækkens nedre del, samt sandsynligvis en opstuvning af det ferske vand fra bækken omkring udløbet.

4.1.1 Øvre del af Guldager Møllebæk, opstrøms Tobøl Bæk

De øverste ca. 500 meter af bækken løber gennem skov og dyrket mark. Der er ikke kendskab til tilløb/udløb hertil. Herefter møder den Guldager Mølledam, hvortil der desuden tilføres overfladevand fra en mindre del af Guldager Kirkeby, ca. 20-30 ejendomme med separatloakering. Efter Guldager Mølledam er der tilløb fra regnvandsbassin (UE09), med overfladevand fra større dele af Guldager Kirkeby. Hertil kan der også løbe fortyndet spildevand fra overløbsbygværket ved Guldager Kirkeby. Overløb registreres elektronisk og sker langt fra hvert år. Det er ikke sket i løbet af denne redegørelses undersøgelse.



Figur 4-1. Guldager Møllebæks øvre del samt Tobøl Bæk. Rød ledning er spildevand, blå regnvand, lys blå vandløb, grøn fælleskloak.

4.1.2 Tobøl Bæk

Tobøl Bæk er ca. 1 km lang og har ingen kendte tilløb. Den løber gennem udyrkede områder og få stykker mark. Nærliggende ejendomme har nedsivningsanlæg. Den nærliggende sø i den øvre ende kan måske have overløb til bækken. Det vides ikke, om bækken måske har "udspring" i en rørlagt grøft, fra nord.

4.1.3 Guldager Møllebæk, mellem Tobøl Bæk og Sønderris Bæk

Mellem Tobøl Bæk og Sønderris Bæk har Guldager Møllebæk sit mest slyngede forløb og er ca. 1,3 km langt.

Der tilføres regnvand fra Hjertings nordøstlige del (UE04 og UE03, Matrosvænget m.m. samt en lille del af Styrmandsvænget), uden forsinkelsesbassiner.

Kilet ind mellem bebyggede områder ligger Søgård Sø, som har forbindelse til bækken. Der er ingen tilløb til søen.

Hovedparten af de ubebyggede arealer er ejet af kommunen og noget af det afgræsses af køer, som dog ikke har direkte adgang til vandløbet.



Figur 4-2. Guldager Møllebæk mellem Tobøl Bæk og Sønderris Bæk

4.1.4 Sønderris Bæk

Sønderris Bæk er ca. 2 km lang og passerer gennem grønne områder, tildels afgræssede.

Der tilføres regnvand/overfladevand fra den nordlige del af Sædding med beboelse og erhvervsområde samt fra den vestlige del af Sønderris. Den nordvestlige del af Sønderris samt erhvervsområdet har forsinkelsesbassiner (UB36 og UB33), mens de - sandsynligvis - ældre byområder ikke har (det drejer sig om UB31, UB32, UB41, UB42, UB43, UB44 og UB45)

Der er nedgravet en spildevandstrykledning langs bækken, og der er flere krydsende spildevandsledninger.



Figur 4-3. Sønderriis Bæk.

4.1.5 Guldager Møllebæk, nedstrøms Sønderriis Bæk

Nedstrøms Sønderriis Bæk møder man et overløbsbygværk, hvor der kan ske overløb, hvis der er pumpestop på Ådalens pumpestation, eller ved store skybrud. Der er et forsinkelsesbassin, der skal fyldes inden der sker overløb, og det sker sjældent, dvs. med mange års mellemrum. Det er ikke sket i løbet af denne redegørelses undersøgelser.

Der tilføres regnvand/overfladevand fra den sydøstlige del af Hjerting, i spildevandsplanen benævnt E01 og E02, nærmere beskrevet i afsnit 0.



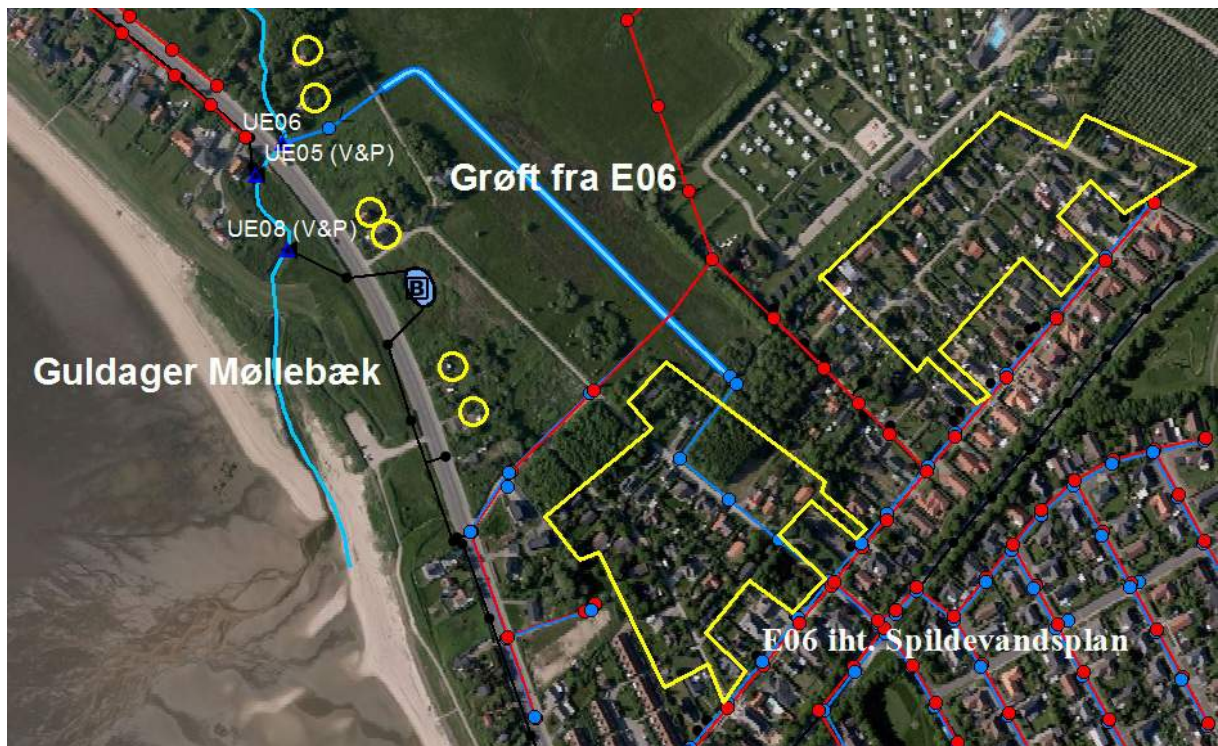
Figur 4-4. Guldager Møllebæk nedstrøms Sønderriis Bæk. Den røde trekant er et nedlagt overløbsbygværk - der udledes nu kun regnvand ved UE01.

4.1.6 Nedre del af Guldager Møllebæk

Omkring Hjerting Strandvej/Sædding Strandvej er der udløb (UE06) fra en grøft med regnvand/overfladevand fra det nordvestlige Sædding, kaldet opland E06 i Spildevandsplanen. Grøften på ca. 400 meter løber gennem mark afgræsset af køer, som dog ikke har direkte adgang til grøften. Der er ingen forsinkelsesbassin.

Herudover er der 2 udløb (UE05 og UE08) med direkte tilførsel af vejvand samt et udløb fra et vejvandsbassin. Disse er forklaret nærmere under næste kortudsnit.

I området er der ejendomme, der ikke er tilsluttet spildevandsforsyningsselskabet. De gule cirkler samt polygonerne på kortet viser ejendomme med egen spildevandsløsning, som oftest nedsivningsanlæg. Ejendommene i polygonerne er fritidshuse.



Figur 4-5. Nedre del af Guldager Møllebæk. Gule cirkler og polygoner er ejendomme med nedsivningsanlæg

På kortet herunder er der zoomet ind på vejvandsafledningen. De sorte trekkanter er udløbssteder fra vejvands-systemet. En tankvogn med vandslange har på en tørvejrsgang hjulpet med at spore, hvorhen vandet løb fra hver vejrist, så der er ingen tvivl om dette.

Ved prøvetagningsstationen S12 udledes vand fra Vejrist 1, som modtager vand fra det skraverede område. Der er kun vejrist i den ene side. Der er ingen mulighed for fejkoblinger. Vandet falder fra et rør, så det er muligt at tage prøve.

Ved S13 udledes vejvand nordfra. Brønden kort før udløb var ikke mulig at finde, iflg. grundens ejer. Ledningen går langs ca. 190m vej, sammen med spildevandsledningen, så der er mulighed for fejkoblinger. Ejendommene langs dette stykke skal nedsive overfladevand på egen matrikel.

S14 er en brønd, hvortil der er overløb fra bassinet, som modtager vejvand sydfra.

Vejristene nr. 2 og 3 udleder til bunden af grøften, hvor det ikke er muligt at tage prøver.



Figur 4-6. Udledningspunkter for vejvand

4.2 Beskrivelse af kloakopland E01 og E02 – Sydøstlige Hjerting

Oplandene E01 og E02 beskrives herunder for at man kan forholde sig til de senere prøveresultater.

Kloakopland E01

Spildevandsplanens kloakopland E01 omfatter ejendomme beliggende på Hjerting Strandvej, Havbakken og Sdr. Tobølvej. Der er udelukkende villaer i oplandet. Kloakoplandets udbredelse fremgår af nedenstående kort.

Flyfotos viser at ejendommene i kloakopland E01 langs Hjerting Strandvej er blevet bygget før 1964 mens ejendommene på Havbakken er under etablering i midten af 60'erne. I 1974 er ejendommene i Havbakken færdigetableret.



Figur 4-7. Kloakopland E01 i Spildevandsplan 2016-2021

Kloakopland E01 var tidligere et fælleskloakeret opland med afledning af husspildevand og regnvand til den samme ledning. Dette medførte, at kloakledningen ofte aflastede regnvandsopspædet spildevand via et overløbsbygvæk til Guldager Møllebæk.

DIN Forsyning separatkloakerede i 2010 kloakopland E01 bl.a. med det formål at stoppe udledningen af regnvandsopspædet spildevand til vandløbet. Miljø har i den forbindelse påbudt ejerne af ejendommene i området, at separere spildevand og regnvand på deres ejendomme. Med påbuddet fik ejerne mulighed for at tilslutte regnvandet til DIN Forsynings regnvandsledning eller at nedsive ejendommens regnvand på matriklen. Ca. 60% valgte at nedsive en del af/alt regnvandet. Som dokumentation for opfyldelse af påbuddet har ejerne indsendt en kloakplan og en færdigmelding underskrevet af en autoriseret kloakmester.

DIN Forsyning nedlagde i forsommeren 2015 overløbsbygværket ved Havbakken. Regnvandet fra E01 har udløb ved EU01, som i denne undersøgelse er prøvetagningspunkt S8 til Guldager Møllebæk.

Kloakopland E02

Spildevandsplanens kloakopland E02 omfatter ejendomme beliggende på Havbakken, Sdr. Tobølvej, Styrmandsvænget, Jagtvænget, Skyttevænget og Bådsmandsvænget. Der er ligesom i E01 udelukkende villaer. Kloakoplandet fremgår af nedenstående kort.

Flyfotos viser, at i 1974 er ejendommene i Havbakken færdigetablet. Den resterende del af ejendommene i kloakopland E02 blev i alt væsentlighed bygget i perioden fra 1978 – 1985.



Figur 4-8. Kloakopland E02 i Spildevandsplan 2016-2021

Kloakopland E02 har fra starten været separatkloakeret. Husspildevand og regnvand afledes derfor til hvert sit ledningssystem. Det vurderes, at kun få nedsiver regnvand på egen matrikel. Regnvandet fra E02 afledes til en regnvandsgrøft. Udløbene er i denne undersøgelse prøvetagningspunkterne S1, S2, S3, S4 og S5. Fra regnvandsgrøften løber vandet til Guldager Møllebæk (udløb UE02).

5. Metoder

I det følgende er de anvendte metoder til undersøgelserne beskrevet. Til kildesporing er der anvendt GIS, samt lokal viden og iagttagelser. Herudover er der anvendt analyser af E. coli og enterokokker, DNA-test i et forsøg på at udelukke fejkoblinger som kilde, og litteraturstudier for at underbygge resultaterne, samt finde løsninger til at nedbringe bakterieindholdet.

5.1 Kildesporing – GIS

Ved hjælp af GIS er der kigget på følgende relevante temaer:

- DIN Forsynings Ledningsregistrering, dvs. angivelse af fælles-, regnvands-, spildevands- og registrerede vejvands-ledninger samt bassiner
- Kort med udløbspunkter (regnvand, fælles og overløbsbygværker) fra Spildevandsplan 2016-2021
- DIN Forsynings kort med udledningstilladelser
- Kort med oplande og deraf udledte ikke-kloakerede områder, fra Spildevandsplan 2016-2021
- Luftfoto

Resultatet heraf fremgår af afsnit 4.1, Beskrivelse af vandløbssystemet.

5.2 Bakteriemålinger

For at få en bedre forståelse af, hvor bakterierne kommer fra, er det valgt at foretage en række prøvetagninger. Hele rækken har ikke været planlagt på forhånd, og det, der løbende er blevet planlagt har sjældent kunne lade sig gøre i praksis på grund af forhold som vej, tidspunkter, ressourcer samt afleveringsmuligheder hos laboratoriet.

5.2.1 Prøvetagningsstationer og undersøgelsesprogram

Primært blev opland E02 udvalgt til nærmere undersøgelse, fordi det var opdelt i 5 områder med 5 udløb til samme grøft. Således ville vi kunne få nogenlunde sammenlignelige resultater fra forholdsvis små områder, hvoraf der efterfølgende kunne udvælges et område til nærmere undersøgelser, hvis det blev relevant.

Opland E01 blev medtaget, dels fordi det kun var en ekstra prøve, og fordi det var interessant i forhold til, om nedlæggelsen af overløbsbygværket her har haft effekt i forhold til badevandskvaliteten.

De 2 oplande repræsenterer 2 typer af villakvarterer, hhv. oprindelig separatkloakeret (E02), samt renoveret til separatkloakering, med ca. 60% nedsivning af tagvand/overfladevand på egen grund (E01).

Det forventes at der kan drages paralleller til andre områder.

Da undersøgelsens fokus i sidste del blev flyttet til den nedre del af bækken, blev opland E06 medtaget sammen med vejvandsudløb ved Sædding/Hjerting Strandvej.

Se kort næste side.



Figur 5-1. Prøvestationer for de 3 kloakplande samt i bækken

5.2.2 Prøvetagningsmetode

Det er ikke altid simpelt at udtage prøver fra udløb. I heldigste fald kan flasken holdes ind under en faldende stråle. Hvis udløbet ligger i niveau med vandet i grøften/bækken er det forsøgt at få flasken så langt ind i udløbsrøret som muligt. Eller bedre, er der taget prøve i en brønd opstrøms.

Brønddæksler kan være svære at få op, og lægge rigtigt på, og det er svært at komme 2 personer afsted med kort varsel, når regnvejret kommer. Og de er typisk placeret i cykelsti eller vej, så det har været for besværligt flere steder under hensyn til trafiksikkerheden for cyklister, bilister og sikkerheden for prøvetageren.

Prøveudtagning direkte i grøft og bæk er foregået med flasken sat på et kosteskaf.

De 2 studerende fra SDU har udtaget en omfattende prøveserie en enkelt regnvejrsmiddag, d. 27. april 2016. Prøverne blev afleveret hos Eurofins til analyse samme dag.

Prøverne til den almindelige badevandskontrol (badevandsstationer samt kontrolstationer, herunder udløbet af Guldager Møllebæk) har Eurofins udtaget og analyseret.

De resterende prøver har vi selv udtaget og afleveret hos Eurofins samme dag.

5.2.3 Analysemetode

Metoderne til analyserne hos Eurofins er de samme som til den almindelige badevandskontrol:

- E. coli: DS/EN ISO 9308-3 (Mini-MPN)
- Enterokokker: ISO 7899-1 (MPN)

Dog blev 2 prøver sendt til Amphi-Bac Aps til samtidig analyse af DNA (se afsnit 6.2.1). Til disse er anvendt hhv. Colilert og Enterolert-metoderne.

5.2.4 Regndata

Til at kigge på sammenhæng med regn har vi anvendt data fra DMI-regnmåleren på Rens Vest, beliggende ca. 2,5-5,5 km fra oplandet til Guldager Møllebæk.

Desuden har vi støttet os til DMI's "Borgervej", hvor der findes en privat station i Sædding, som ligger ca. 1-2,5 km fra oplandet til Guldager Møllebæk. Den præcise placering af stationen er ukendt.

5.3 Opsporing af fejkoblinger

Et ønske var, at få afklaret, om de høje bakterietal målt direkte i regnvandsledninger fra opland E01 og E02 skyldes fejkoblinger.

Der var i forvejen en formodning om, at der i opland E02 er ingen eller meget få fejkoblinger, bl.a. ud fra det visuelle indtryk af grøften, hvor regnvandet løber til, men også ud fra historikken om offentlig kontrol af kloaksystemer og tilkobling inden tildækning, se afsnit 6.2.2. Det ville derfor ikke give mening at iværksætte et større opsporingsarbejde, og vi valgte derfor at udtage en prøve til DNA-analyse. Da der skal være mindst 1000 e. coli/100ml i prøven for at kunne bestemme DNA, valgte vi at udtage prøven i S5, som er et delområde af E02, da der her hidtil er blevet målt de højeste værdier af E. coli.

Vi valgte samtidig at tage en DNA-prøve fra opland E01. Der kan være sket fejl i forbindelse med separatkloakeringen, så her var vi mindre sikre på, at der ingen fejkoblinger var, også fordi vandet løber direkte i bækken og eventuelle forureninger ikke vil kunne ses visuelt.

Der findes en række andre metoder, der kan anvendes ved opsporing af fejkoblinger, som her defineres som afledning af husspildevand til DIN Forsynings regnvandsledning eller til en vejvandsledning. En række af disse metoder er kort beskrevet i afsnit 7.3 med fordele og ulemper.

Det er karakteristisk, at flere af metoderne ikke kan stå alene. Der er muligheder for tekniske fejl ved anvendelse af "udstyrstunge" metoder, usikkerhed med tolkning af resultaterne, usikkerheder som følge af prøvetagningstidspunkt, alderen af de fækale bakterier og mange andre forhold.

Vi valgte DNA metoden, da metoden er relativ hurtig at udføre og ikke særligt ressourcekrævende, hverken med hensyn til tid og økonomi.

5.3.1 DNA metoden

DNA analyser er et kildesporingsværktøj der giver mulighed for meget tidligt at indsnævre, hvilke kilder der påvirker vandkvaliteten. Eksempelvis kan en DNA analyse på en prøve i udmundingen af et vandløb vise hvilke kilder der påvirker vandløbet, og indsnævre hvilke kilder, der skal eftersøges opstrøms i vandløbet.

Som udgangspunkt analyseres en prøve med en standardpakke, hvor specifikke markørgener fra mennesker, kvæg/hest og svin eftersøges. Dette giver en viden om kilden er human (spildevand/kloaksystemet) eller fra landbrugsdyr (stalde, gylletanke/afstrømning fra marker).

DNA metoden blev valgt i håb om at kunne be- eller afkræfte, om der blev tilført menneskeligt spildevand til regnvandsledningerne. Det viste sig, efter modtagelsen af resultatet, at et negativt resultat ikke helt kan udelukke, at der er fejkoblinger fra en enkelt eller få husstande, fordi det specifikke gen, der undersøges for, kun findes hos ca. 40 % af befolkningen.

Vi var desuden i forvejen klar over, at når man tager en stikprøve, kan man ikke udelukke, at man netop ikke får noget materiale med fra den eventuelle forurening.

Alt i alt er en negativ prøve ikke nogen garanti for, at der ikke er fejkoblinger, men statistisk vil det være sandsynligt, at der er ingen eller få husstande med fejkoblinger.

Fremgangsmåde for udtagning af DNA prøver

Der blev den 22. juni 2016 udtaget vandprøver til DNA-analyse fra prøvetagningsstederne S5 og S8. De 2 prøver blev udtaget mellem 45-75 minutter efter, at regnvandet begyndte at løbe til vejristene. En metalholder med en engangsplastkop blev sænket i en snor 3-4 meter ned til brøndens bund. Koppen blev fyldt nogle gange og hældt på en flaske, indtil der var mindst 300 ml til analysering.

Inden udtagning af hver af de 2 prøver er prøveudtagningsanordningen blevet steriliseret med sprit. Plastkopperne blev leveret sterile. For at undgå kontaminering mellem hver prøvetagning er der brugt hånddesinfektionsmiddel og engangshandsker.

Efter endt prøvetagning er prøverne straks blevet pakket sammen med køleelementer og sendt til Amphi-BAC, så behandling og analysering af prøverne kunne påbegyndes næste dag. Amphi-BAC har indledningsvist undersøgt prøverne for E. coli og enterokokker, og herefter for DNA fra hhv. mennesker, kvæg/heste og svin.

5.4 Undersøgelse af rensemetoder – bassiner

Forsinkelsesbassiner til regnvand er sædvanligvis den foretrukne og anvendte metode til både hydraulisk forsinkelse og rensning af vandet. Hvorvidt disse bassiner renses for bakterier som E. coli bør undersøges, og evt. tilpasninger findes, for at blive bevidst om mulighederne ved etablering af regnvandsudløb til Guldager Møllebæk og andre steder med relevans for badevandskvaliteten.

I projektdesignet blev det vurderet om en egentlig feltundersøgelse af et bassins renseeffekt i Esbjerg Kommune ville være formålstjenligt. Et bassin i oplandet til Guldager Møllebæk, umiddelbart nedstrøms Mølleedammen, blev overvejet hertil, og bassinets til- og afløbsforhold undersøgt. Disse var dog ikke let tilgængelige for udstyr til en undersøgelse.

Andre bassiner i Esbjerg Kommune blev overvejet til undersøgelse, men enten var bassinerne endnu ikke tilkoblet det planlagte kloakopland, eller også var de af ældre dato og vurderes derfor ikke at leve op til de nyeste krav til vådvolumen pr. tilkoblet areal. Samtidig vurderes de fleste bassiner at lide af dårlige adgangs- og måle-forhold som ovenfor nævnte bassin. Derfor vurderes en feltundersøgelse at være nyttesløs.

Bassiners renseeffekter vurderes derfor i dette projekt ud fra eksisterende undersøgelser. Især Ohlsson et al. (2011) men også andre studier, herunder fra Aalborg Universitet, DTU og Orbicon har relevant viden om E. coli. Disse studier afsøges og tolkes så vidt muligt til projektets behov.

Fokus ligger på forsinkelsesbassiner, idet andre metoder blev belyst i et tidligere projekt, hvor de fleste blev fundet anvendelige på et renseanlæg, men for tekniske til at kunne placeres decentralt hvor udledning af regnvand skal ske.

6. Resultater

Dette afsnit indeholder resultater af de forskellige bakterieundersøgelser (E. coli og enterokokker) samt resultatet af fejkoblingsundersøgelsen (DNA-test).

Afsnittene herunder opdeler resultaterne i forskellige temaer, og resultaterne kommer således ikke nødvendigvis i kronologisk orden, og de samme tal kan være brugt i flere afsnit.

Fra 26/5-2015 til 18/7-2016 blev der udtaget 17 prøver kort før udløbet til stranden, samtidig med de ordinære badevandsprøver langs kysten. Der ses en betydelig spredning på målingerne, især for E. coli.

	E. coli/100ml	Enterokokker/100ml
Min.	<15	<15
Max.	4500	140
Middelværdi	951	48
"Kravværdi" *	500	185
Antal målinger over "kravværdi"	8 stk.	0 stk.

* Krav for at opnå klassifikationen "Tilfredsstillende" på badestranden er, at 90-percentilen af prøverne over 4 år højst må være 500 for *e. coli* og 185 for enterokokker¹

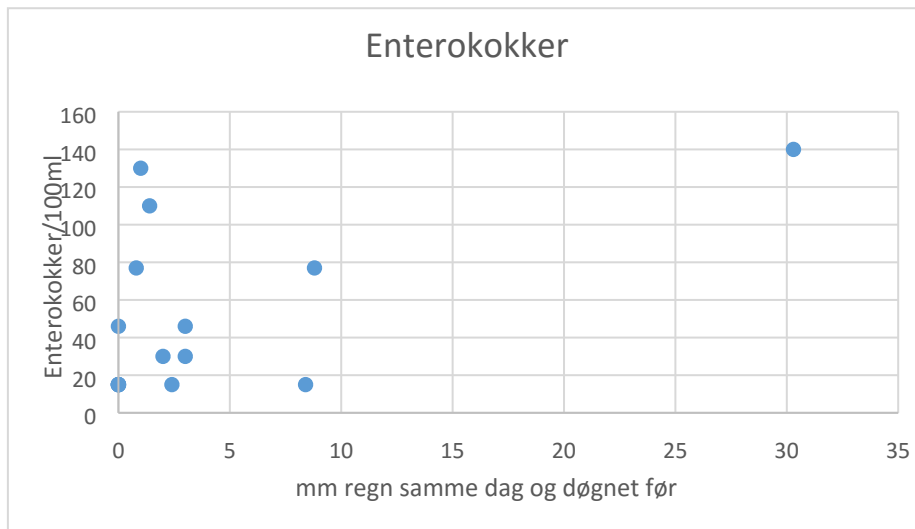
E. coli

mm regn samme dag og døgnet før	E. coli /100ml
0,0	500,00
0,0	400,00
0,0	2600,00
0,5	4600,00
1,0	900,00
1,5	500,00
2,0	3500,00
2,5	300,00
3,0	150,00
8,5	1000,00
9,0	1050,00
30,0	700,00

De laveste E. coli-værdier fås tydeligvis efter dage med ingen eller lidt regn, mens regnvejr i de fleste tilfælde giver forhøjede E. coli-værdier i Guldager Møllebæks udløb. Det er dog ikke dagene med flest mm regn der har givet de højeste E. coli-værdier. Den højeste E. coli-værdi blev målt efter 1mm regn lige op til prøvetagning, og ellers tørvejr i mindst 3 dage op til. Den 2. og 3. højeste værdi er målt efter forholdsvis lidt regn på dagen eller dagen før, men med mere regn 2 dage før.

¹ Bekendtgørelse om badevand og badeområder, nr. 939 af 18. september 2012.

fortynding med regnvand med et lavere indhold af bakterier. Det er dog ikke en reel bekræftelse af "first flush" effekten, da mængden af regnvand ikke svarer til hvor lang tid der er gået mellem regnhændelsen og prøvetagningen.



Figur 6-2. Enterokokker/100ml i Guldager Møllebæks udløb, sammenholdt med mm regn samme dag og døgnet før. Bemærk, at der er 6 prikker oveni hinanden ved 0 mm og 15 enterokokker. Værdien 15 enterokokker kan også være målt som <15.

Ingen af målingerne for enterokokker ligger over 185/100ml. Indholdet af enterokokker er således tilsyneladende ikke betydende for bækkens vandkvalitet mht. badevand.

Det skal bemærkes, at tallene er øjebliksværdier, og antal mm regn er behæftet med usikkerhed, da det er målt godt 4 km fra bækken, og især bygevejr kan give uens nedbør.

6.1.2 Udløbets påvirkning af nærliggende strande

Nedenstående kort viser badevands-prøvetagningsstationer omkring Guldager Møllebæks udløb, op til 800 meter fra udløbet.



Figur 6-3 Prøvetagningsstationer i og omkring Guldager Møllebæks udløb. "Ådalen Syd" udtages i vandet ud for udløbet. Farverne er uden betydning.

Herunder vises det målte indhold i udløbet 2015-2016 sammen med de 4 nærliggende kyststationer. Prøverne er taget indenfor ca. ½ time, omkring højvande.

E. coli/100ml, stationerne omkring Guldager Møllebæk. Røde tal er større end 500/100ml.																			
NORDVEST		Afstand til udløb ca. meter	26-05 2015	08-06 2015	17-06 2015	22-06 2015	07-07 2015	14-07 2015	21-07 2015	28-07 2015	06-08 2015	20-08 2015	02-09 2015	23-05 2016	01-06 2016	13-06 2016	27-06 2016	11-07 2016	18-07 2016
36	Sdr. Tobølvej	800	15	15		310	45	15	630	93	94	61	480	46	30	61	640	290	15
51	Ådalen Nord	400	30	46		180	1400	30	710	270	77	160	250	30	15	61	810	390	30
49	Guldager Møllebæk	Direkte i bækken før udløb	77	15	980	920	3400	200	2600	660	140	110	840	480	370	4500*	460	270	30
37	Ådalen Syd	0-50	30	77		400	350	45	420	290	230	61	370	15	15	570	200	490	30
56	Gudenåvej	350	77	30		350	30	130	46	270	290	46	670	30	15	15	15	15	270
SYDØST			* 1 mm regn umiddelbart før prøvetagning, ellers tørt.																

Tabel 6-2 E. coli/100ml. Stationerne omkring bækken er oplyst i geografisk rækkefølge, fra nordvest til sydøst. Se nedenstående kort.

Enterokokker/100ml, stationerne omkring Guldager Møllebæk. Røde tal er større end 100/100ml.																			
NORDVEST		Afstand til udløb ca. meter	26-05 2015	08-06 2015	17-06 2015	22-06 2015	07-07 2015	14-07 2015	21-07 2015	28-07 2015	06-08 2015	20-08 2015	02-09 2015	23-05 2016	01-06 2016	13-06 2016	27-06 2016	11-07 2016	18-07 2016
36	Sdr. Tobølvej	800	15	15		15	15	15	46	15	15	15	330	15	15	61	77	46	15
51	Ådalen Nord	400	15	46		45	290	15	77	210	15	61	180	15	15	15	390	46	15
49	Guldager Møllebæk	Direkte i bækken før udløb	15	15	77	15	15	15	77	140	15	15	110	30	15	130	46	30	46
37	Ådalen Syd	0-50	15	46		30	45	15	180	310	15	440	380	15	15	94	30	110	30
56	Gudenåvej	350	15	30		130	15	230	93	310	15	15	530	15	15	15	15	15	110
SYDØST			* 1 mm regn umiddelbart før prøvetagning, ellers tørt.																

Tabel 6-3 Enterokokker/100ml. Stationerne omkring bækken er oplyst i geografisk rækkefølge, fra nordvest til sydøst. Se nedenstående kort.

Her ses forholdsvis tydeligt, at høje E. coli indhold i udløbet giver forhøjede værdier, især på stationerne nord for udløbet. Den højeste E. coli værdi på 4500 d. 13-06-2016 afviger dog fra dette. Den er taget efter 1 mm regn umiddelbart før prøvetagning. Det er tydeligt, at forureningen i dette tilfælde kun har nået den nærmeste strand-station.

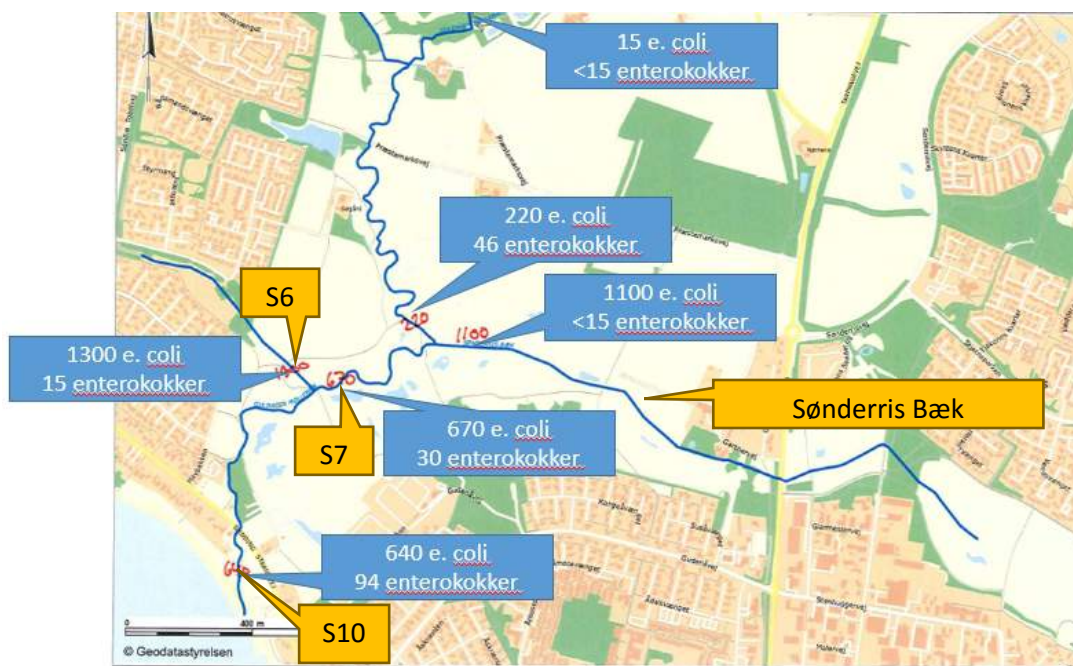
Hvis man undgår E. coli værdier over 1000 i bækken, ville man undgå de højeste værdier på stranden og mindske risikoen for ikke at opnå klassifikationen *tilfredsstillende*. Det ses, at hvis man kunne undgå E. coli værdier over 500 i bækken, ville kvaliteten på stranden være betydeligt bedre. Det drejer sig således om at reducere indholdet af bakterier tilført vandløbet.

Den manglende entydighed i resultaterne i forhold til stationerne underbygger den variation, der er en følge af tidspunkt/tidevand og vindforhold i forbindelse med prøvetagningen. Er vandet på vej ind eller ud og bliver vandet presset mod nord eller syd, som følge af vindretningen.

Antal enterokokker på strandene er noget mere "tilfældige" end E. coli og oftest uden sammenhæng med indholdet i bækken. Indholdet kan være problematisk i forhold til strandens klassifikation. Indholdet i bækkens udløb er ikke særlig problematisk, og indholdet på strandene kunne skyldes andre forhold, f.eks. at der ofte er fugle på stranden ved lavvande, hvilket siges at kunne have betydning for antallet af især enterokokker.

6.1.3 Indledende undersøgelse af bakterietal i Guldager Møllebæk

Den 30. juli 2015 blev der udtaget 6 prøver efter regnevej, fordelt fra Guldager Mølle Sø til kort før udløb til stranden, for at indkredse hvorfra ovenstående problem kommer.



Figur 6-4. Indledende undersøgelse 30/7-2015. E. coli og enterokokker /100ml

Prøverne blev udtaget efter ½ døgn med 18 mm regn op til prøvetagningstidspunktet.

Det skal bemærkes, at det er et øjebliksbillede. Prøverne er taget i rækkefølgen opstrøms og nedefter, men det er ikke nødvendigvis "det samme vand" der er fulgt hele vejen.

Det ses, at den nordligste station, lige efter Guldager Mølledam, er ren, mens den største belastning kommer fra Sønderris Bæk (1100 E. coli) og S6, tilløbet fra Havbakken/Styrmandsvænget (1300 E. coli). Dette er i god overensstemmelse med regnvandsudløbenes placering, og det forhold at en sø som Guldager Møllesø vil fungere som et udligningsbassin, mens hovedparten af regnvandsudløbene netop findes i Sønderris Bæk og den nedre del af Guldager Møllebæk.

Der tilføres vand fra separatkloakerede områder, uden forsinkelsesbassiner, til begge disse vandløb. Desuden er der flere tilløb/udløb end de 2 målte, direkte til Guldager Møllebæk.

Antal enterokokker er pænt lavt, bortset fra ved udløbet.

Den nordligste station, lige efter Guldager Møllesø, blev udtaget igen efter regn d. 3/8 2016, med resultatet 46 E. coli og <15 enterokokker. Det bekræfter, at søen er ren (med 2 prøver i alt).

6.1.4 Undersøgelse af opland E01, E02 og E06, og nedstrøms

For at undersøge det afstrømmende overfladevand fra bebyggede områder, blev der taget prøver direkte fra udløbene fra områderne E01, E02 og E06, se kortet og tabellen herunder.



Figur 6-5. Prøvestationer for de 3 kloakoplande samt i bækken

Kloakopland	Beskrivelse	Areal (ha)	Udløb /station
E01	Ældre område, ca. 130 villaer. Separatkloakering afsluttet 2014. Ca. 60% tagvand nedsives. Samlet udløb for hele området	Ca. 17	S8
E02	Opført fra starten med separatkloakering. Fra E02 er der 5 udløb til grøften, kaldet S1-S5. S6 udtages i grøften, efter de 5 udløb	Ca. 32	S6
E02	S1 udtages i faldende vandstråle		S1
E02	S2 udtages i rør i niveau med grøften, så langt inde som muligt		S2
E02	S3 udtages i separat grøft, inden det når den fælles grøft		S3
E02	S4 var ikke fysisk muligt at udtage prøve fra pga. bevoksning og dårligt beliggende brønddæksel		(S4)
E02	S5 blev udtaget i rør i niveau med grøften, så langt inde som muligt. Dog blev prøven d. 20/6-2016 udtaget i brønd inden det nåede grøften. 63 villaer, ca. 6 ha.		S5
E06	Villa-område med en lille del tæt-lav bebyggelse. Opført fra starten med separatkloakering, 1969 – midt i 80'erne. Samlet udløb via ca. 350 m grøft, for hele området. Mark omkring den indhegnede grøft afgræsses af køer. S11 blev udtaget i grøften, nedstrøms marken.	Ca. 64	S11

Tabel 6-4 Oplands- og stationsbeskrivelse

For at undersøge betydning/opblandingen af overfladevandet, blev der desuden taget prøver i selve bækken, S7 og S9, se ovenstående kort.

Forløb af prøvetagning ved opland E01, E02 og E06:

- D. 30/7 2015 blev der taget en enkelt prøve 3 steder, efter 18mm regn indenfor ½ døgn før prøvetagning, (se også 6.1.3).
- D. 26/8 2015 blev der taget en enkelt prøve fra 4 udløb fra E02, efter 8 mm regn.
D. 25/4 2016 blev der taget prøve 10 steder, 3 gange med 1 times mellemrum; den første prøve blev taget kort efter regnen startede.
- D. 16/6 2016 blev taget en enkelt prøve efter en byge på ca. 2mm regn.
- D. 20/6 2016 blev der taget prøver i udvalgte udløb samt i bækken, efter 5-25mm regn, 2,5-7,5 timer efter regnen startede.
- D. 3/8 2016 blev der taget 2 prøver ved S11, efter 4 og 7 mm regn, ca. 3 og 4,5 timer efter regnen startede.

Herunder følger 2 skemaer for hhv. E. coli og tidspunkt/regnmængde.

Dato	30-7-2015	26-8-2015	25-4-2016	25-4-2016	25-4-2016	16-6-2016	20-6-2016	3-8-2016
S1		4000	4600	1100	530			
S2		5700	9800	4000	4300			
S3		6600	6100	1900	1200			
S5		7100	13000	2000	1500		***14670	
S6	1300	6600	420	1600	1300		9800	
S7	670		15	270	540		4800	
S8			21000	15000	14000		***72700	
S9				610	880			
S10	640		28000	970	2700			
S11						*30	**580/6100	>35000/35000

Tabel 6-5 E.coli/100ml, fra bebyggede områder og bækken. De lysegrå felter er direkte fra regnvandsledning inden sammenblanding

*næsten ingen strøm i grøften

**2 prøver efter hhv. 5mm (svag strøm i grøften) / 11mm (tydelig strøm i grøften)

*** Analyseret af Amphi-Bac med metoden colilert® (alt andet er analyseret af Eurofins med DS/EN ISO 9308-3 Mini-MPN)

Dato	30-7-2015	26-8-2015	25-4-2016	25-4-2016	25-4-2016	16-6-2016	20-6-2016	3-8-2016
Regn Kl.		01.00 - 7.30	6-11			7-8	12.30-23	11-15.30
S1		8.45 8mm	8.02 1mm	9.03 3mm	10.15 4-5mm			
S2		9.00 8mm	8.06 1-2mm	9.08 3-4mm	10.17 4-5mm			
S3		9.15 8mm	8.12 1-2mm	9.15 3-4mm	10.21 5mm			
S5		9.30 8mm	8.19 1-2mm	9.22 3-4mm	10.27 5-6mm		13.10 1-3mm	
S6	18mm	9.45 8mm	8.25 2mm	9.25 3-4mm	10.29 5-6mm		19.15 24mm	
S7	18mm		8.33 2-3mm	9.29 3-4mm	10.35 6mm		19.25 24mm	
S8			8.44 2-3mm	9.49 3-4mm	10.49 6-7mm		13.45 1-3mm	
S9				9.54 3-4mm	10.51 6-7mm			
S10	18mm		8.52 2-3mm	10.01 4mm	10.58 7mm			
S11						9.30 2mm	14.45/16.15 5mm/11mm	14.20/15.40 4mm/7mm

Tabel 6-6. Prøvetagningstidspunkt og mm regn før prøvetagning

For prøverne fra 25/4-2016 udtaget direkte i udløbene (S1-S5 samt S8) ses generelt et fald over tiden, indikerende et "first flush". Det er højest i starten af et regnskyl, men det er ikke uproblematisk i løbet af et par timer, idet indholdet af E. coli i flere af prøverne er over 1000.

Indholdet i S8 (udløb fra E01) er signifikant højere end udløbsprøverne fra E02. Der var generelt mindre flow ved S8 end ved S1-S5, selv om oplandet til S8 er størst. Det kan bl.a. skyldes, at ca. 60 % af ejendommene nedsiver deres tagvand; men det kan også skyldes forskel i mængden af nedbør i de 2 områder. En mindre vandmængde kan give en højere koncentration af bakterier i vandet, hvis man antager, at mængden af bakteriekilder er den samme i de 2 områder. Det kan evt. også skyldes en forskel i antal fejlkoblinger i områderne, se afsnit 6.2, eller en anden ukendt kilde.

At prøverne fra 26/8-2015, taget efter 6 timers regn, er betydelig højere end prøverne fra 25/4-2016 efter 2-3mm regn, indikerer, at niveauet også afhænger af andre faktorer end tid. Det kan være regnens intensitet og tørvejrperioden inden regnen (hvor store mængder bakterier, der har hobet sig op i rørsystemet eller på veje og tage)

Den første E. coli-værdi fra 25/4-2016 for både S6 og S7 er lav, sandsynligvis fordi udløbsvandet (hhv. fra S1-S5 og fra udløbene opstrøms S7) endnu ikke er nået til prøvestationen. Ved S6 er vandet stort set stillestående i tørvejr. D. 26-6-2016 var S6 og S7 betydeligt højere, efter 24mm regn.

Indholdet af E. coli ved S7 har betydning for, hvor meget bækken yderligere kan tåle inden det bliver problematisk. Det ser ud til, at i starten af en regnvejrshændelse vil "first flush" fra E01 og E02 blive blandet med forholdsvis rent vand opstrøms. Efterhånden som udløbene fra oplandene til Sønderris Bæk når ned, vil det samlede bakterieindhold stige.

Indholdet af E. coli ved S11 varierer meget:

- D. 16-6-2016 blev der målt et indhold af E. coli på 30 efter ca. 2 mm regn ca. 2 timer før. Regnen var stoppet igen og der var næsten ingen strøm i grøften. Afstrømningsvand var sandsynligvis ikke nået frem til prøvetagningsstationen.
- D. 20-6-2016 blev der målt et indhold af E. coli på 580 efter ca. 5 mm regn op til prøvetagningen, og 6100 efter 11 mm regn. Det viser, at det tager tid for afstrømningsvandet at nå frem.
- D. 3-8-2016 var grøften så tilgroet, at det var svært at bedømme hvor meget strøm der var, men der blev fundet meget høje værdier af E. coli både efter 4 og 7 mm regn. Et forsøg på en forklaring kunne være, at regnen faldt lidt mere intensivt i starten, i forhold til 20-6-2016, og der blev denne dag set køer på marken omkring grøften. De havde dog ikke direkte adgang til grøften.

De tilsvarende tal for enterokokker ser således ud:

Tid	30-7-2015	26-8-2015	25-4-2016	25-4-2016	25-4-2016	16-6-2016	20-6-2016	3-8-2016
S1		860	94	15	46			
S2		790	470	230	210			
S3		650	46	77	46			
S5		1400	130	30	15		***2160	
S6	15	390	15	46	15		210	
S7	30		15	15	15		290	
S8			700	160	200		***5172	
S9				15	15			
S10	94		15	15	77			
S11						<15	15/510	880/510

Tabel 6-7, Enterokokker/100ml, fra bebyggede områder og bækken. De lysegrå felter er direkte fra regnvandsledning inden sammenblanding. Tilhørende regnmængder ses på tabel 6-6.

*** Analyseret af Amphi-Bac med metoden Enterolert® (alt andet er analyseret af Eurofins med metoden ISO 7899-1 MPN)

Da det vurderes, at indholdet af enterokokker ikke er et problem i udløbet, er det ikke forsøgt at udlede noget af ovenstående tal.

6.1.5 Prøver fra vejvandsudløb

På 3 regnvejrsgene i 2016 blev der taget prøver fra S12 og S13, samt en enkelt af dagene i S14.



Figur 6-6. Udledningspunkter til vejvand i Guldager Møllebæks nedre del.

Tidspunkt	16/6/2016 09:00		20/6/2016 15:15 – 16:15		3/8/2016 13:40 – 14:00	
Regn, ca.	2 mm kl. 7-8		7-11 mm		3-4,5 mm	
	E. coli	Enterokokker	E. coli	Enterokokker	E. coli	Enterokokker
S12			1400 - 1100	1100 - 1000	8300 - 7100	3000 - 1800
S13	3000	410	Ikke mulig at udtage pga. høj vandstand		6100	410
S14*			30	15		

Tabel 6-8 E. coli/100ml og enterokokker/100ml målt fra vejvandsledninger. 2 målinger samme dag er adskilt med -

* Stillestående "brønd-vand"

S12 viser, hvad vi kan forvente som "baggrundsværdi" for vejvand, om end 2 gange 2 prøver er et spinkelt grundlag. Vandet er udelukkende fra Vejrist 1, som modtager vand fra det skraverede område. Der er kun vejrist i den ene side. Der er således ingen mulighed for fejkoblinger.

For S12 spiller enterokokker en større rolle, end vi har set i andre prøver. De omstændigheder, der er forskellig i forhold til andre prøver er, at der med sikkerhed ingen menneskeligt spildevand tilføres, og dyrs

ekskremerter dermed er eneste kilde, og desuden er der meget kort transportvej for vandet, inden prøven tages. Disse forhold diskuteres under afsnit 8.4.

S13 udleder vejvand nordfra. Ledningen går langs ca. 190m vej, sammen med spildevandsledningen, så der er mulighed for fejlkoblinger. Udløbet ligger i bækkens vandoverflade, og prøven blev udtaget ved at holde flasken så langt ind i røret som muligt.

Ved prøvetagning ved S13 d. 16-6-2016 kom der en tydelig sort fane fra røret, og den udtagne prøve var meget grumset, se foto, Figur 6-7. Med baggrund i farven var der forventet et højere bakterieindhold. Måske er det ikke højere, fordi prøven er blandet med renere vand fra vandløbet, eller det grumsede vand kan skyldes andet end fækalier.



Figur 6-7. Vandprøve S13, 16/6 2016

Ved gennemspuling af røret d. 13-7-2016, ved at tilføre vand i vejristen lige nord for vandløbet, kom der store mængder sort grumset vand ud. Ved prøvetagning ved S13 d. 3-8-2016 var vandet ikke så sort, men der var bittesmå olieperler på vandet i røret, og en ganske svag oliefilm på vandet kort efter udløbet. Der tilføres højst sandsynligt en forurening til denne regnvandsledning. Forholdet bør nærmere undersøges.



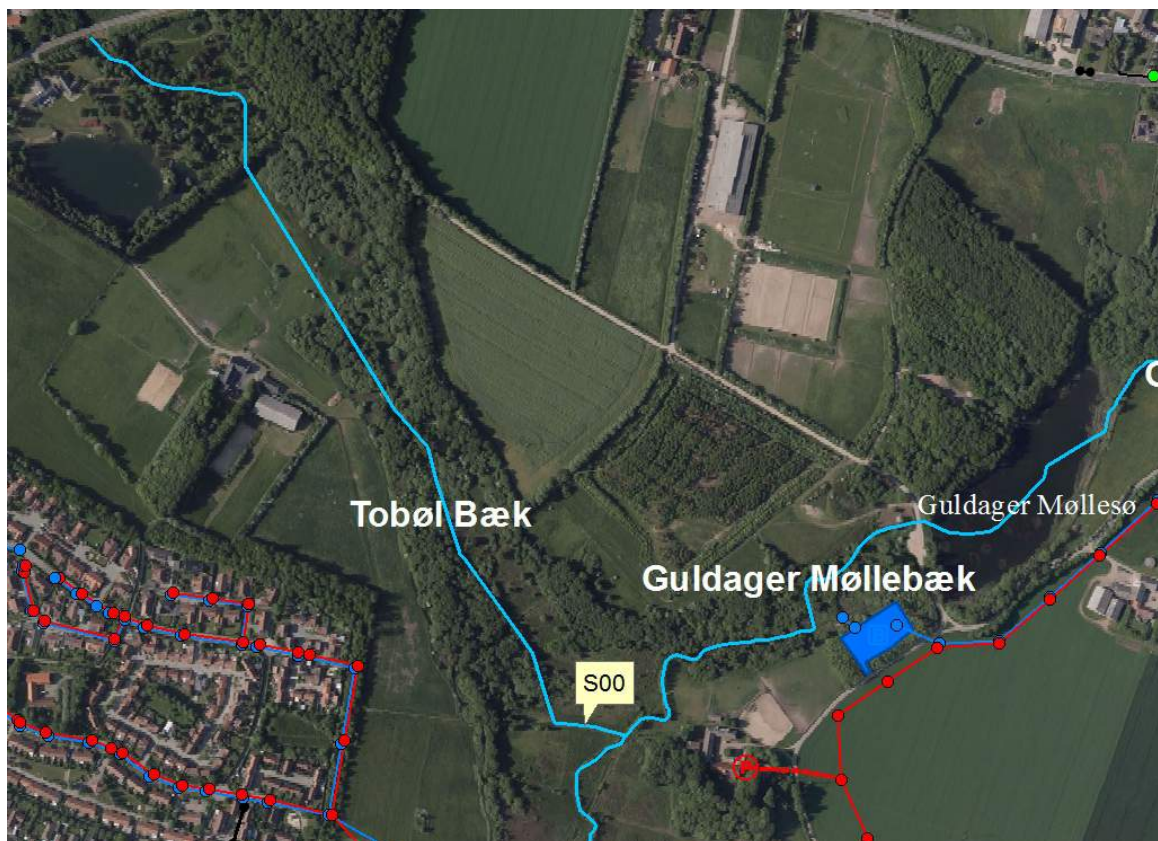
Figur 6-8. Prøvestedet S13 ved høj vandstand

S14 er en brønd, hvortil der forventes at komme vand fra bassinet, som modtager vejvand sydfra. Det er ikke muligt at finde ind- og udløb i bassinet, og brønden før indløb er ikke synlig. D. 20/6 var der ikke synligt flow gennem brønden. "Højvandslukken" så lukket ud. Sandsynligvis skal der betydelige mængder vand til, før der løber vand fra bassinet til vandløbet. Der er derfor ikke taget flere prøver her.

6.1.6 Regnvejr-baggrundsprøve

I et forsøg på at kunne sammenligne bakterietallene fra en regnvandsledning med det, der "naturligt" vil være i en bæk under regnvejr, har vi taget prøver fra Tobøl Bæk.

Der er ingen kendte tillædninger af overfladevand eller spildevand til bækken. Ejendommene omkring har alle nedsivningsanlæg, de fleste er forholdsvis nye. Der er ingen ejendomme med kendt direkte udledning. Det nærmeste areal langs bækken er oftest bevokset, der er dog drænedes arealer i oplandet og en enkelt mark ned til bækken.



Figur 6-9. Prøvetagningssted Tobøl Bæk

Tidspunkt	20/06/2016 16:45		3/8-2016 14:40	
Regn	13 mm fra kl. ca. 12.		Ca. 5mm regn fra ca. kl. 11	
	E. coli/100ml	Enterokokker/100ml	E. coli/100ml	Enterokokker/100ml
S00	6600	350	1800	110

Tabel 6-9 E. coli og enterokokker for prøver udtaget i Tobøl Bæk

Vi fandt ikke et ubetinget pænt lavt indhold som vi håbede. Det kan måske skyldes en ulovlig udledning, udledning fra søen, måske med ænder eller gødningsvand der siver til drænrør.

De 2 tal kan indikere, at jo mere det regner, jo større bliver antallet af bakterier i bækken. Det er naturligvis en usikker konklusion på 2 talsæt.

Da vi ikke kan afvise, at der er en forureningskilde til bækken, kan vi ikke anvende resultaterne som et "baggrundsniveau" i en bæk.

Tobøl Bæk bidrager således også til problemet. Dog viste prøven, der er taget nedstrøms i bækken, efter det slyngede forløb 220 E. coli efter 18 mm regn (se Figur 6-4. Indledende undersøgelse 30/7-2015) hvilket ikke indikerer at Tobøl Bæk er en betydende faktor for den bakteriologiske forurening af Guldager Møllebæk. Dels blandes Tobøl Bæk med den lidt større mængde vand fra Guldager Mølledam, som vi regner som rent.

6.1.7 Tørvejsprøver

I nedenstående tabel er medtaget de prøver, hvor der ikke er registreret regn på prøvetagningsdagen og 2 døgn før, med undtagelser iht. bemærkningerne.

Prøverne er fra S10, udtaget kort før udløb til stranden, se Figur 6-5.

Tidspunkt	E. coli/100ml	Enterokokker/100ml	Bemærkninger
02/09/2010	50	86	Udtaget og analyseret af Amphi-Bac. Mærket "tørvejsprøve", tørvejsperiode kendes ikke
08/06/2015	15	15	0,2mm regn 2 døgn før
17/07/2015	200	15	1,8mm regn 2 døgn før
20/08/2015	110	15	
13/05/2016	61	<15	Udt. af Bekker og Høst, studerende.
01/06/2016	370	15	

Tabel 6-10 Tørvejsprøver fra S10, kort før udløb til stranden, med tørvejr mindst 2 døgn før

Tallene viser, at på en tørvejsdag med 2 foregående døgn tørvejr, eller kun en smule regn 2 døgn tilbage, kan man forvente en E. coli koncentration under 500.

Hvis man kigger på tallene med kun 1 foregående døgn tørvejr, eller kun en smule regn 1 døgn tilbage, er det ikke længere entydigt:

Tidspunkt	E. coli/100ml	Enterokokker/100ml	Bemærkninger
26/05/2015	77	15	0,4 mm dagen før
21/07/2015	2600	77	0,8mm dagen før
06/08/2015	140	15	

Tabel 6-11 Tørvejsprøver fra S10, kort før udløb til stranden, med regnvejr 2 dage før

D. 13-5-2016 blev disse 4 prøver udtaget, efter mindst 2½ døgn tørvejr (E. coli):



Figur 6-10. E. coli/100ml i tørvejr, Guldager Møllebæk. (Kortet er "strukket", dvs. målestok variabel)

De viser pænt lave tal generelt, og prøven fra S6 indikerer, at der ikke er væsentlige problemer fra opland E02 i tørvejr.

Hermed kan kilder, som må formodes at afgive bakterier også i tørvejr, udelukkes som betydende. Det gælder krydsende og nærvæd liggende spildevandsledninger, samt nærliggende ejendomme med nedsivningsanlæg.

6.2 Undersøgelse af fejkoblinger

Herunder beskrives resultatet af DNA undersøgelsen samt andre undersøgelser og iagttagelser.

6.2.1 DNA undersøgelsen

Resultaterne af DNA-analyserne fremgår af nedenstående tabel.

De blev udtaget i S5 (en del af opland E02) og i S8 (hele opland E01) efter et par mm regn, efter tørvejr de foregående 3 døgn.

Prøvelokalitet	DNA fra mennesker	DNA fra kvæg/heste	DNA fra svin
S5	Negativ	Positiv	Negativ
S8	Negativ	Negativ	Negativ

Tabel 6-12 Resultat af DNA-analyser.

Amphi-Bac bemærker til prøverne:

"Et positiv DNA resultat for kvæg/heste, betyder, at der findes bakterier, der stammer herfra i prøven. Det er uvist om alle bakterierne i prøven stammer fra denne vært, men det er sikkert, at mindst én eller flere gør.

Et negativt DNA resultat for mennesker betyder, at der ikke er fundet det specifikke gen, der er i bakterien *Enterococcus faecium* fra mennesker. Ifølge udenlandske studier har ca. 40 % af befolkningen den eftersøgte bakterie i deres tarm. Det betyder, at der altid vil være de eftersøgte bakterier i blandet spildevand fra mange mennesker. Hvis bakterierne derimod stammer fra fejkoblinger fra en enkelt husstand eller få husstande er der en risiko for, at spildevand ikke indeholder bakterier med det specifikke gen."

Resultatet kan derfor ikke bruges til med sikkerhed at udelukke, at der ikke er fejkoblinger, men hvis der er fejkoblinger, er det et lille antal.

Det positive resultat for kvæg/heste for S5 er overraskende. Det mest sandsynlige er, at det stammer fra heste på besøg i villakvarteret. Da der er ca. 100 meter fra villavej til en mark, hvor der periodisk går køer, og marken skråner væk fra vejen, så er det usandsynligt at vand fra marken er løbet til vejristen.



6.2.2 Andre undersøgelser og iagttagelser

Villakvarteret i oplandet til S5 er opført omkring 1984 med separat afledning af regnvand. På det tidspunkt måtte bygherren ikke tildække kloakledninger og kloaktilslutninger før en kloakkyndig medarbejder fra kommunen havde godkendt installationerne. Denne praksis ophørte i midten af 90'erne. Siden har det være den autoriserede kloakmesters ansvar, at kloakinstallationerne er udført korrekt.

Hverken brønden før udløbet, selve udløbet og grøften efter udløbet har vist synlige tegn på fejltilslutning af spildevand til regnvandsledningen, hverken ved prøvetagningerne eller i tørvejr.

Fra 3 broer over grøften er det muligt for forbipasserende at se vandet. Andre steder i byen har kommunen oplevet at få henvendelser, når en borger har set toiletpapir o.a. i vandet, som har tydet på en fejltilslutning i kloaksystemet. Vi har til dato ikke fået henvendelse af denne art knyttet til udløbet fra oplandet til S5.

Der har ligeledes ikke været visuelle indikationer på fejltilslutninger efter separatkloakeringen i kloakopland E01, der afleder regnvandet via S8, til Guldager Møllebæk, om end S8 er en gennemløbsbrønd, der ikke giver de bedste visuelle betingelser for at konstatere forekomst af fejltilslutninger. Det kan derfor ikke helt udelukkes at der kan forekomme enkelte fejltilslutninger, hvor spildevand bliver afledt til regnvandsledningen.

7. Litteratursøgning - andres undersøgelser og sammenligning med vores

For at forsøge at underbygge eller forstå vores resultater er der kigget på andre undersøgelser. De, der er fundet relevante, er nævnt her.

7.1 Bakterieniveau i overfladevand

I kandidatspecialet (Lassen og Høst, 2016) er der foretaget et litteraturstudie om undersøgelser af bakterieindhold i overfladevand. Dette viser, at der er gennemført forholdsvis få undersøgelser. De væsentligste nævnes herunder, og sammenlignes med resultaterne fra vores undersøgelse.

7.1.1 Afstrømmet overfladevand

I en svensk undersøgelse "Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status" (Ohlsson et al. 2011), som er den mest omfattende, er der udtaget 18 flowproportionale prøver før indløb til 4 forskellige "damme", ved forskellige regnvejrshændelser. Resultaterne af prøverne gav et gennemsnit på ca. 10.000 E. coli, med en meget stor variation på mellem 220 til 64.000 E. coli.

Af undersøgelsen fremgår, at de ikke har kunnet udelukke fejlkoblinger, som en kilde. I indløbet med de højeste E. coli-tal blev der fundet protozoen Giardia, hvilket indikerer tilførsel af spildevand. Hvis de 4 prøver fra disse indløb ikke medregnes, fås et gennemsnit på ca. 6.500 E. coli, og en variation mellem 220 og 20.000 E. coli.

Dette ligger på niveau med vores målinger fra E02 (S1 til S5, se afsnit 6.1.4), som giver et gennemsnit på ca. 5000, med en variation mellem 530 og 14670 E. coli.

Gennemsnit og variation for enterokokker i den svenske undersøgelse ligger i samme størrelsesorden som E. coli. Forholdet mellem E. coli og Enterokokker i de enkelte prøver svinger dog meget, mellem ca. 0,1 (330 E. coli og 2500 enterokokker) og 4 (20.000 E. coli og 5500 enterokokker).

Forholdet mellem E. coli og enterokokker diskuteres samlet i afsnit 8.4.

Andre undersøgelser viser ligeledes stor spredning, og der er ikke fundet undersøgelser, der helt kan udelukke fejkoblinger som kilde.

7.1.2 Tagvand

Arnbjerg-Nielsen, Hansen, A. B Hasling et al. (2003) konkluderede, at mere end 90% af tagvandet indeholdt mindre end 1000 E.coli.

Ud af 24 prøver fra tage fra Ørestaden, Sluseholmen og Kalvebod Brygge indeholdt kun 4 af prøverne mere end 500 e. coli, med et maksimum på 8000. (COWI A/S, DHI og DanVet 2011)

Andre udenlandske undersøgelser har ligeså forholdsvis pæne tal.

Diskussionen om, hvorvidt tagvand kan bruges rekreativt, er udeladt her. Undersøgelser af rekreativt brug af tagvand er direkte baseret på målinger af sygdomsfremkaldende bakterier, mens vi har fokus på indikatorbakterierne E. coli og enterokokker, fordi det er disse der er kravværdier for.

I forhold til vores tal for vand blandet af tag- og vejvand, må vi konkludere, at tagvand er den reneste del af det afstrømmende overfladevand. Det hænger jo også fint sammen med, at tagvand kun kan være belastet af fækalier fra fugle, mens andre overflader og ledninger derudover er belastet af hunde, katte, heste, pindsvin, rotter m.m., samt utilsigtede tilførsler fra mennesker via fejkoblinger eller tilførsler fra f.eks. toiletskurvogne.

7.1.3 Vejvand

DHI (2013) har undersøgt 1 prøve af det afstrømmende vand fra 2 københavnske vejstrækninger, hhv. Sundkrogsgade (ca. 14000 køretøjer/d) og Oceanvej (<300 køretøjer/d). Begge strækninger er erhvervsområde med p-pladser. De 2 prøver er taget d. 5-11-2012 efter 12 timers regn – 16,2mm - inden prøvetagning.

Prøvested	Beskrivelse	E. coli/100ml	Enterokokker/100ml
Sundkrogsgade	Ca. 1 ha. Ca. 14000 køretøjer/d	1300 / 960	>2420 / 5475
Oceanvej	Ca. 0,4 ha. <300 køretøjer/d	291 / 301	579/ 473

Tabel 7-1 E. coli og enterokokker. Tallene er en slags dobbeltbestemmelse og skal læses således: Indhold ufortyndet / Indhold ved 10x fortynding af prøve. DHI 2013

Sandsynligvis er det tilfældigt, at der er flest bakterier på den mest befærdede vej. Mængden af fækalier hænger næppe sammen med trafikmængden. Det kan dog ikke udelukkes at bakterie kan tilføres/spredes med trafikken.

Ligesom ved overfladevand generelt (se 7.1.1) viser DHI's undersøgelse flere enterokokker end E. coli, mens vores undersøgelse af vejvand viser forhold mellem 1/1 og 1/3 enterokokker i forhold til E. coli.

DHI's rapport nævner, at det ikke er muligt at klarlægge, hvorvidt forureningen stammer fra dyr eller mennesker, men umiddelbart forventes det at stamme fra f.eks. fugle, mus, rotter og kæledyr. Rapporten udelukker således ikke fejkoblinger, men vi vurderer, at der er forholdsvis lille risiko i forhold til f.eks. et boligkvarter. Det kan kun ske ved bygninger beliggende ved p-pladserne.

Rapporten nævner desuden at vejvand kun er sparsomt undersøgt. De henviser til allerede nævnte undersøgelser, hvor man i meget mindre grad kan udelukke fejkoblinger.

7.1.4 Bakterier i vandløbssediment og brinken

Den gængse opfattelse har længe været at *E. coli* og tilsvarende fækale bakterier, som bruges i badevandskvalitet-vurdering, har en ringe overlevelse udenfor deres vært over længere tid, og kun i deres naturlige habitat, tarmen hos varmblodede dyr, har de gode forhold til formering.

Undersøgelser fra bl.a. det nordlige USA (Whitman et al 2006) sår tvivl om denne opfattelses almene gyldighed. Heri blev *E. coli* fundet i stort set alle habitater omkring vandløb, i sediment og jordbund, i væsentlige mængder og over hele året, til trods for at der ikke var tilførsel af fækale bakterier fra menneskelige kilder. Bakterierne herfra kan potentielt frigives til vandløbet ved regnhændelser. I hvilken grad det samme er tilfældet under danske forhold er uvist.

7.2 Bakteriers henfald og fjernelse

I dette afsnit beskrives dels den viden, der er fundet generelt om henfald af *E. coli* og enterokokker, og dels hvilken virkningsgrad man kan forvente af et forsinkelsesbassin.

7.2.1 Henfald af *E. coli* og enterokokker

I det lille tidsrum, det tager for vandet at nå udløbet af Guldager Møllebæk, skal vi ikke forvente et bakteriehenfald af betydning. Dansk Standard for prøvetagning siger, at prøven kan opbevares i et døgn inden analysering. Den opbevares ganske vist køligt og mørkt, men det vurderes, at temperaturen i bækken næppe nærmer sig 20 grader, og solindstrålingen er minimal pga. bevoksningen, og da det er overskyet når det regner.

Bakterier i dyrs ekskrementer på gader og tage vil på overfladen nedbrydes af solen, mens det er uklart, hvor længe bakterier under den tørre overflade kan overleve. Bakterier i ekskrementer (dyrs og menneskers), der får en "mellemstation" i en regnvandsledning, vil højst sandsynligt kunne overleve i længere tid end på gader og tage.

Desuden vil bakterier kunne overleve i sedimentet i vandløbet, og blive skyllet videre ved stærkere strøm under regn.

Fra Miljøstyrelsens Miljøprojekt nr. 1101, 2006: Etablering af badevandsprofiler og varslingsystemer i henhold til EU's nye badevandsdirektiv:

- "I dag vurderes de vigtigste faktorer for bakteriernes henfald at være sollys, temperatur, salinitet og prædation. Især lys er en vigtig faktor, og blandt andet derfor overlever bakterierne bedre i sedimentet end i vandfasen. Desuden skønnes det, at mindre prædationstryk og bedre substrat i sedimentet ligeledes har en betydning for overlevelsen i sedimentet sammenholdt med vandfasen. Endvidere kan iltforhold og bakteriernes forhistorie have betydning for deres overlevelse (Attrassi et al., 1996, Reed 1997)."
- Henfaldet er højere i saltvand end i ferskvand.
- Vedr. henfald af coliforme bakterier: "I vandløb kan henfaldet forventes at være væsentligt lavere end i søer og de publicerede henfaldskonstanter ligger mellem 0,015 og 0,020 pr. time svarende til mørkehenfald (t_{90} på 120-150 timer). Dette forklares af de øgede mængder af lysabsorberende suspenderede og opløste materialer, som forekommer i overløbssituationer."
- "Mens *E. coli* er relativt velundersøgt, foreligger der langt færre undersøgelser af henfaldet af Enterokokker. Der er fundet én større feltundersøgelse af henfaldet af Enterokokker og fækale coliforme bakterier (~ *E. coli*) i saltvand.... Undersøgelsen viste, at der skal cirka 2,3 gange så meget lys til at inaktivere Enterokokker som fækale coliforme bakterier, og at $t_{90\%}$ var 3,2 timer for Enterokokker mod 1,4 timer for fækale coliforme bakterier. Generelt er resultaterne af forskellige

laboratorieundersøgelser modstridende med hensyn til forholdet mellem henfald af *Enterokokker* og *E. coli*. Det betyder, at modellering af henfald af *Enterokokker* er væsentligt mere usikker end modellering af henfaldet af *E. coli*, især når det gælder henfaldet i ferskvand. Den undersøgte litteratur indikerer, at henfaldet af *Enterokokker* er nul i mørke.”

Fra Miljøstyrelsen, 2005: Overlevelse af indikatororganismer i komposttoiletter og ved simuleret centraliseret efterkompostering af afføring fra mennesker:

- ”Enterokokker findes i menneskers og dyrs tarmkanal og udviser generelt større resistens over for udtørring, varme og andre ydre påvirkninger end *E. coli*, *Salmonella* og de fleste andre Gram-negative sygdomsfremkaldende bakterier. Ved at anvende enterokokker som indikatorbakterie synes der at være en god sikkerhed for, at henfaldet af disse modsvarer af et tilsvarende eller hurtigere henfald af sygdomsfremkaldende bakterier.”

By- og Landskabsstyrelsen, 2009: Kildesporing i forbindelse med forringet badevandskvalitet:

- ”Publicerede laboratorieundersøgelser viser, at enterokokker suspenderet i iltet vand uden sollys overlevede længere end både *E. coli* og *Bacteroides* under samme forhold (Tabel 4.3). Forskellen i overlevelsen er især markant i saltvand.

Tabel 4.3 Henfald af *E. coli*, enterokokker og *Bacteroides* (T_{99} eller døgn for 1 log henfald).

	Ferskvand	Saltvand	Målemetode
<i>E. coli</i> ¹	2-3	1-3	Dyrkning (standardmetoden)
Enterokokker ¹	2-5	2-8	Dyrkning (standardmetoden)
<i>Bacteroides</i> ²	2-3	2-4	DNA-baseret kvantificering

¹ Craig et al., (2003); ² Okabe et al., (2007)

”

7.2.2 Regnvandsbassiners virkningsgrad

Younis (2008) er et litteraturstudie om bakterier i spildevand, og hun konkluderer bl.a. på baggrund af Neyman et al. (2001) at almindelig primær sedimentation i sig selv ikke er tilstrækkeligt for husspildevand, men også kræver sekundær rensning. Ikke desto mindre var den fundne effekt af primær sedimentation 1 log₁₀ reduktion, dvs. 90 %. Herudover krævedes tertiær rensning for yderligere effekt, hvilket er for teknisk krævende til implementering ved de-centrale regnvandsudledninger.

Våde bassiner

Ohlsson et al. (2011) bygger ovenpå litteraturstudiet og udvider med egne undersøgelser af forsinkelsesbassiners effektivitet, herunder med flowproportionale prøver af indløbsvandet. De finder at regnvandet indeholder *E. coli* i cirka samme størrelsesorden som vi i dette projekt, og de fandt ingen sammenhæng mellem regnmængden ved den aktuelle hændelse og *E. coli*-koncentrationen, eller mellem forudgående tørvejrsvareghed og *E. coli*-koncentrationen. Fejlkoblinger i forsøgsområdet kan ikke udelukkes.

Studiets følsomhedsanalyse udpeger at især faktorerne solintensitet (positiv effekt/korrelation), sigtedydbde (positiv effekt/korrelation), in-flow i bassinet (negativ effekt/korrelation) (og dermed opholdstid som har en positiv effekt/korrelation) og temperatur (positiv effekt/korrelation) har betydning for bassinernes evne til at reducere *E. coli*-koncentration. Dermed understreges vigtigheden af at fjerne skygge fra bassinerne (hvilket medfører mere sol og højere temperatur) og sikre størst mulig opholdstid.

Opholdstiden er afhængig af den parameter de betegner 'arealbelastningen' (*ytbelastningen*), dvs. det afvandede oplandsareal pr. bassinvolumen eller areal, som for studiets bassiner varierede fra 10 til 500 ha

befæstet areal/ha bassinareal. Denne parameter var den vigtigste faktor til reduktion af bakteriekoncentrationen jf. følsomhedsanalysen, men muligvis fordi det giver længere tid til de øvrige faktorerers effekt (nedbrydning pga. solindstråling).

Den bedste sammenhæng ses mellem red. areal og bassinareal. Sammenhængen med bassinvolumen er ikke helt så godt, muligvis pga. at dybere dele af bassinet ikke bidrager til reduktion. Herudover kan det vel også tænkes at skyldes at solindstrålingen afhænger af areal, ikke volumen.

Arealbelastning [ha/ha]	Reduktion [%]	
	E. coli	IE
< 50	95	87
50–150	82	65
> 150	70	45

Tabel 7-2 Tabel gengivet efter Ohlsson et al. (2011)

I tabellen fra studiet er angivet nogle omtrentlige tærskelværdier for reduktionen som funktion af arealbelastningen. For at sikre en reduktion på mindst 95 % skal man således sikre bassinet en arealbelastning på højst 50, hvilket svarer til højst 5 red. ha pr. 1000 m² bassin, eller 200 m² bassin pr. red. ha. Ved en gennemsnitlig dybde på højst 1 meter svarer det til BAT-kravet om 200 m³ vådvolumen pr. red. ha i udledningstilladelser under dansk lovgivning.

Udover arealbelastningen nævnes de øvrige faktorer som 'ydre', men disse kan måske også påvirkes i en tilladelse, f.eks. med vilkår om:

- Jævnlig oprensning for overfladevækst (øger sigtdybde og solindstråling)
- Anlæg og friholdelse af bassiner uden kantbevoksning, så der er fri solindstråling - og solindstråling medfører også højere temperatur.
- Reduktion af vindpåvirkning, så afkølingen reduceres.

Bassiner med nedsivning

Hvor der i Ohlsson et al. (2011) er fokuseret på våde forsinkelsesbassiner med udledning, så er der ikke set på en anden variant, regnvandsbassiner med nedsivning. Viden om denne variants effekt på bakteriereduktionen er meget mindre, og i bedste fald baseret på indirekte viden, men den vurderes i Gabriel et al. (2012). Nedsivning behandles sammen med øvrige filtrationsmuligheder, hvor der bl.a. er viden om filtrationseffekten overfor E. coli.

Den hydrauliske belastning for almindelige nedsivningsanlæg sammenlignes i Gabriel et al. (2012) med belastningen som ses i en for vandværker tidligere anvendt metode kaldet 'langsomfiltration' (*slow sand filtration*).

Langsomfiltration refereres at have en bakterie-renseeffektivitet på 1.000-10.000, men kilden (Miljø og Ressourcer 2004) har muligvis citeret dens kilde (Collins et al. 1991) forkert, idet denne angiver E. coli reduceret med 1-3 log units, hvilket svarer til en faktor 10-1.000 (10 vil sige reduceret med en faktor 10, dvs. der er kun 1/10 tilbage, ved 1.000 er der kun 1/1000 tilbage etc.). Dette er dog stadig en reduktion på 90-99,9 %. Det bemærkes dog at de oprindelige kilder til disse reduktioner således er af ældre dato (1970'erne og 80'erne), og dermed bl.a. har haft andre metodikker til måling etc.

Ultimativt henviser disse kilder til studier af 'slow sand filtration', anvendt til drikkevandsanlæg. Det vil altså sige at Gabriel et al. (2012) alene bygger på en indirekte potentiel effekt, som ikke er undersøgt i et

regnvandsanlæg. Ydermere er ekstrapoleringen fra sandfilter til filtrationen ved bassinnedsivning ikke påvist valid.

Ikke desto mindre virker den potentielle effekt ikke usandsynlig, logisk set. Nedsivning igennem bunden af et bassin, tilstrækkeligt langsomt, vil logisk set fjerne en stor andel af partikulære stoffer, og bakterierne.

En ældre rapport (Engels & Poggenburg 1989) indikerer at filtrationen gennem flodbredden reducerer E. coli-koncentrationen med mindst en faktor 1000 - dette er dog kun vurderet ud fra rapportens angivelser, ikke vurderet direkte af forfatterne selv. Afstand fra floden (Rhinen) var 50-250 og vandet blev hentet i 18-25 m dybde. Der er således flere faktorer som skaber usikkerhed om validiteten af indikationen.

Desværre er der foreløbigt ikke kendskab til studier af nyere dato, der direkte har undersøgt denne effekt, og undersøgelse af den vil også være endog endnu sværere at udføre end studier af udledningsbassiner, idet der ikke er et fast afgrænset udledningspunkt, men en diffus udsivning over en strækning, og potentielt kan udsivningen ske over meget lang afstand.

Alligevel kan en undersøgelse dog foretages med bevidstheden om, at der er nogle usikkerheder forbundet hermed. Der er kun få nedsivningsbassiner i Esbjerg Kommune, men et nedsivningsbassin er under projektering og etablering i Egebæk-Hviding, som dog kun modtager vejvand fra villaveje. Her kunne et undersøgelsesprojekt muligvis udføres fra slutningen af 2016.

Herudover er der uoverskuelige mængder af litteratur om biofiltre (Chandrasena et al 2014), bioretenion cells (Li og Davis 2009, Hathaway et al. 2011) og varianter af disse, og deres effekt på bakterier (Kinnaman et al. 2012). Det er afarter eller tilpasninger af almindelige nedsivningsbassiner (<https://en.wikipedia.org/wiki/Bioretenion> og <https://en.wikipedia.org/wiki/Biofilter>). Dette er et emne for sig, og meget virker stadig til at være på udviklings-/forsøgs-stadiet.

Øvrige rensmuligheder

For flere øvrige rensmuligheder for regnvand (Sedipipe, underjordiske bassiner mv.) har vi intet kendskab til studier af renseseffekten overfor bakterier, men overordnet vurderes solindstråling at være en afgørende faktor, hvorfor underjordiske anlæg næppe har nogen renseseffekt af betydning, relativt til ovenstående systemer.

Desinfektion har naturligvis effekt på bakterier. Det er omtalt i Esbjerg Kommunes tidligere notat vedr. muligheder for desinfektion af overløbsvand.

7.3 Metoder til opsporing af fejkoblinger

Der findes en del forskellige metoder til at opspore fejkoblinger.

Det er vigtigt at gøre sig klart, hvad man vil opnå med metoden, når man vælger. Afhængigt af, om målet er at konstatere eller udelukke, at der er fejkoblinger, eller præcist at finde fejkoblingen, vil metoderne være mere eller mindre brugbare.

7.3.1 DNA analyser

DNA analyser er et kildesporingsværktøj der giver mulighed for meget tidligt at indsnævre, hvilke kilder der påvirker vandkvaliteten. Eksempelvis kan en DNA analyse på en prøve i udmundingen af et vandløb vise hvilke kilder der påvirker vandløbet, og indsnævre hvilke kilder, der skal eftersøges opstrøms i vandløbet.

Som udgangspunkt analyseres en prøve med en standardpakke, hvor specifikke markørgener fra mennesker, kvæg/heste og svin eftersøges. Dette giver en viden om kilden er human (spildevand/kloaksystemet) eller fra landbrugsdyr (stalde, gylletanke/afstrømning fra marker).

Metoden har vist sig mindre egnet, hvis man ønsker fuldstændig sikkerhed for, at der ikke er fejkoblinger til en regnvandsledning, se afsnit 5.3.1.

7.3.2 Simple metoder til afklaring af fejkoblinger

Ved at sætte en børste på tværs af vandstrømmen i en brønd, og herefter i en periode holde øje med, hvad der samler sig i børsten, vil man kunne afsløre en eventuel fejkobling.

En anden metode kunne være at spule vand i forskellige vejriste efter en tørvejrperiode, og samtidig ved udløbet holde øje med, hvad der passerer forbi. Resultatet vil dog afhænge af, om man kan komme til at spule vand forbi samtlige tilkoblede stik, og om lige præcis den fejkoblede ejendom har ledt noget ud i tiden op til spuletidspunktet.

Vi har ikke kendskab til erfaringer med disse metoder.

7.3.3 Koffeintest med SorbiCell'er

SorbiCell'er består af små porøse engangsmoduler, typisk 3 ml, fyldt med avancerede adsorbenter, specielt designet til at tilbageholde specifikke kemiske stoffer eller stof-grupper.

SorbiCell'erne indeholder desuden et miljøneutralt sporstof, der opløses proportionalt i det vand, der passerer cellen.

Cell'erne monteres i regnvandsledningen, så den tillader vand at strømme gennem i en kontrolleret hastighed (typisk nogle få ml/time). Det porøse materiale har en meget høj adsorptionkapacitet overfor de kemiske stoffer, man måtte være interesseret i.

Når samleren efter en vis periode tages op, er den mængde stof, som findes adsorberet i samleren, udtryk for den akkumulerede mængde stof (M). "Svindet" af sporstoffet udtrykker samtidigt det vandvolumen (V) der har passeret samleren. Ved division af de to målte parametre, M/V fås den gennemsnitlige koncentration over den givne periode.

Ved anvendelse af en adsorbent der binder koffein er det muligt at registrere afledning af husspildevand, idet mennesker udskiller koffein med urinen. Dyr udskiller ikke koffein.

Metoden er ikke så anvendelig, hvis der er få / ingen fejkoblinger i et kloakopland, idet metodens detektionsgrænse / baggrundsværdi ikke giver tilstrækkelig sikker dokumentation til at bevise, at der ikke er fejltilslutninger. Den kan bedre bruges til at bevise, at der er nogen, ved prøvetagning fra enkelte/få ejendomme.

7.3.4 Chips i toilettet

Metoden består i at sende en RFID-chips (mikro-chip) ned gennem kloaksystemet. Micro-chippen reflekterer et lavfrekvent radiosignal tilbage til en sender, med en unik ID-kode. I kloaksystemet skal der i knudepunkter, placeres en læser, der registrer chippens passage. Micro-chippen kan fx trækkes ud i toilettet, og systemet vil registrere om chippen passerer renseanlægget, eller den vil passere en læser i et knudepunkt i regnvandssystemet og dermed have identificeret en fejltilslutning. En anvendelig standard chip er ca. 2 cm x 2 mm og indstøbt i glas. Den sendes til samtlige husstande i det kloakopland, som ønskes undersøgt, med en anmodning om, at skylle dem ud i toilettet.

En enkelt chip koster i størrelsesordenen 20 kr. Metoden til opsporing af fejltilslutninger er derfor ikke særligt dyr, men metoden er behæftet med en fejlrate på ca. 20 %, hvoraf ca. halvdelen skyldes, at brevet med chippene bliver væk i folks reklamer. Endvidere vil to chips, der passerer en læser i samme sekund ikke blive læst, fordi signalerne forstyrrer hinanden. Og så er der selvfølgelig nogle, der hænger fast undervejs

og ikke kommer frem til læserne. Hvis fejlraten skal reduceres vil det kræve at chippene skylles ud i toiletterne af de, der selv foretager undersøgelsen, men dette vil øge omkostningerne betragteligt.

7.3.5 Tv-inspektion

Ved tv-inspektion "skydes" et kamera ind i regnvandsledningen. Herved er det muligt at kontrollere ledningens tilstand herunder fejkoblinger på stikkene fra de enkelte ejendomme. Metoden kræver at ledningen bliver spulet inden den tv-inspiceres.

Metoden er meget sikker men samtidigt meget dyr og omfattende.

7.3.6 Fiberoptisk temperaturmåling

Med DTS-teknologien nedlægges et fiberoptisk kabel i en spildevands- eller regnvandsledning. Ved hjælp af en laser sendes lysimpulser igennem fiberen, og hvis der forekommer temperaturforskelle, er lysets bølgelængde ændret på det lys, der reflekteres i fiberen. Denne ændring kan måles og fortolkes ved hjælp af optoelektronik og computerteknologi, hvorved temperaturforskelle og fejkoblinger kan identificeres.

Metoden er meget teknologi-tung og kræver specialviden, hvorfor den kun kan udføres af personer og virksomheder med det nødvendige udstyr og viden. Metoden har herudover nogle begrænsninger fx med forskydninger i spejlingerne, hvis "ind og ud fiberen" ikke ligger i samme højde i stikvejene. Ligeledes hvis fiberen ikke er placeret i den rigtige vandhøjde, således at den ikke dækkes af vandet i ledningen, og dermed måler temperaturen i luften.

8. Vurdering

Der er undervejs i denne rapport, under de enkelte resultater, foretaget en vurdering af resultaterne. Dette afsnit opsummerer de væsentligste, og forholder sig desuden til sammenhænge, der går på tværs af de forskellige resultat- og litteraturafsnit.

8.1 Badevandskvaliteten

Der er fundet sammenhæng mellem indhold af E. coli i bækkens udløb, og indholdet af E. coli på de nærliggende strande omkring Guldager Møllebæks udløb. For enterokokker er der en knap så tydelig sammenhæng, og desuden er der fundet forhøjede enterokokker på strandene, som ikke kan påvises at stamme fra bækken. Dvs. andre kilder, måske fugle, kan have betydning for strandenes klassifikation mht. enterokokker. (Afsnit 6.1.2)

Der er fundet forholdsvis mange E. coli-værdier over 500 i udløbet, men ingen enterokok-værdier over 185. Således er E. coli et problem i bækkens udløb, mens enterokokkerne tilsyneladende ikke er et problem.

Der er fundet sammenhæng mellem regnvejr og indholdet af E. coli i bækkens udløb, mens tilsvarende sammenhæng for enterokokker ikke ses (Afsnit 6.1.1).

Der er ikke sket overløb med spildevand fra overløbsbygværker.

På en tørvejrdsdag med 2 foregående døgns tørvejr, eller kun en smule regn 2 døgn tilbage, kan man forvente en E. coli koncentration under 500 i Guldager Møllebæks udløb. Hvis regnen kommer tættere på tidsmæssigt, kan man ikke udelukke betydeligt højere koncentrationer (Afsnit 6.1.7). Men da høje tal for enterokokker er fundet på strandene uafhængigt af regn, kan man ikke entydigt anbefale, at man kan bade omkring udløbet efter 2 foregående døgns tørvejr. I princippet ville man kunne bade i selve bækken ved lavvande, efter 2 døgns foregående tørvejr, men det giver ikke meget mening i praksis.

For at forbedre bækkens vandkvalitet efter regn, og hermed kvaliteten på stranden omkring udløbet, vil man skulle fjerne eller formindske kilderne til bakterieforureningen.

Da andre kilder end Guldager Møllebæk kan have betydning for især enterokokker på strandene kan der dog ikke gives garanti for, at strandenes klassifikation vil bedres.

8.2 Bakterieindhold i afstrømmet regnvand

Den fundne sammenhængen mellem E. coli i bækken og regnvejr kan mere eller mindre overføres til en sammenhæng mellem E. coli og afstrømmet overfladevand fra befæstede arealer. Der er fundet høje bakterietal i vand fra befæstede arealer. I litteraturen er der indikationer på, at en bæk også tilføres bakterier via sivende vand fra brinkerne og fra bundsediment. Dette er ikke undersøgt nærmere, da vi dels ikke mener det er en væsentlig faktor og ydermere er meget vanskeligt at gøre. Overfladeafstrømning fra marker med dyr kan ligeledes ikke afvises som kilde enkelte steder.

Bakterierne i regnvandsledningerne fra befæstede arealer kan enten komme fra mennesker, som følge af fejkoblinger eller tilledninger fra f.eks. midlertidige toiletskure, eller fra dyr (fugle, hunde, rotter, heste o.l.).

Generelt er holdningen, at menneskeligt spildevand giver den største sygdomsrisiko, men badevandsbekendtgørelsens kravværdier tager ikke hensyn til, hvor bakterierne kommer fra.

For at kunne vurdere, om fjernelse af fejkoblinger vil løse problemet med for høje bakterietal i regnvandsledninger fra separatloakerede områder, er det vigtigt at vide, hvilket bakterieniveau man kan forvente i afstrømmet vand uden fejkoblinger.

I princippet har vi kun 2 gange 2 vejvandsprøver fra Sædding Strandvej, S12 (afsnit 6.1.5), hvor vi er helt sikre på, at der ikke tilføres menneskeligt spildevand, samt i litteraturen de 2 prøver fra Sundkrogsgade og Oceanvej i København (afsnit 7.1.3), hvor fejkoblinger er usandsynlige, til at fastsætte et baggrunds niveau.

S12 er kun vand fra et vejareal, og de københavnske prøver er fra vej, parkeringsareal og tagvand fra erhvervsområde.

Hvis man sammenligner E. coli værdier fra ovenstående undersøgelser, sorteret efter mm regn inden prøvetagning, fås:

mm regn inden prøve	E. coli/100ml	Sted	Dato
3	8300	Sædding Strandvej, Esbjerg	3-8-2016
4,5	7100	Sædding Strandvej, Esbjerg	3-8-2016
7	1400	Sædding Strandvej, Esbjerg	20-6-2016
11	1100	Sædding Strandvej, Esbjerg	20-6-2016
16,2	1130	Sundkrogsgade, København	5-11-2012
16,2	296	Oceanvej, København	5-11-2012

Tabel 8-1. E. coli i vejvand. Resultaterne fra 2012 er gennemsnit af "dobbelbestemmelser", se 7.1.3

Det er naturligvis stadig et spinkelt grundlag, og det kan være tilfældigheder, men det kunne også vise, at nok er der et "first flush", men det kræver mange millimeter regn at skylle gaderne rene, hvis man kan tale om at være "rene" med omkring 1000 E. coli. Det skal dog nævnes, at regn-intensiteten sandsynligvis er en væsentlig faktor i forhold til at skylle gaderne rene.

Der kunne også være andre grunde til, at de københavnske veje er renere end de esbjergensiske i denne undersøgelse. Der kan f.eks. være forskel i antallet af fugle og i antal "hundeluftere", og på Sædding Strandvej er det ikke helt utænkeligt at kunne møde en rytter eller en vogn på vej fra kvæg i ådalen.

Herunder er det valgt ikke at medtage de københavnske prøver, pga. lokale forskelle og da 16,2 mm regn vurderes at være i overkanten af et almindeligt regnvejr.

Hvis vi kun kigger på de 4 Esbjerg-prøver, er gennemsnittet herfra (4475 E. coli) i samme størrelsesorden som gennemsnittet af prøverne fra opland E02 (5182 E. coli). Det bestyrker formodningen om, at der ikke er fejkoblinger i opland E02.

Station	Opland	Antal prøver	Min	Max	Middel	Middel
S1	E02	4	530	4600	2557	5182
S2		4	4000	9800	5950	
S3		4	1200	6600	3950	
S5		5	1500	14670	7654	
S8	E01	4	14000	72700	16000	
S12	Vej	4	1100	8300	4475	

Tabel 8-2. E. coli/100ml fra prøver i regnvandsledninger, efter mellem 1 og 11 mm regn. Se alle tal i Tabel 6-5.

Vi kan dog også støtte os op af, at den svenske undersøgelse, som er refereret i afsnit 7.1.1, har undersøgt indløb til 4 damme, hvoraf den ene, som mistænkes for at have fejkoblinger, har væsentligt højere værdier for E. coli end de andre 3. Middelværdien fra de 3 andre damme er ca. 6500 E. coli, hvilket ligner niveauet for vores undersøgelse.

Vi tager derfor i det følgende udgangspunkt i, at omkring 5000 E. coli, med en meget stor spredning, vil være det gennemsnitlige, "naturlige" niveau i afstrømmende vand fra befæstede arealer.

Hvis det efterfølgende skulle vise sig, at opland E01 heller ikke har fejkoblinger, vil det gennemsnitlige niveau være højere, men udfordringen vil være den samme.

Påvirkningen af et vandløb fra en udledning vil afhænge af opblandingen i vandløbet. I Guldager Møllebæk, som modtager store mængder afstrømmet vand fra byområderne, vurderes vandløbet ikke i sig selv at kunne skabe fortynding nok, hvilket underbygges af E. coli-tallene. Her vil en hydraulisk model kunne hjælpe med at fastslå betydningen af hver enkelt udledning

8.3 Vurdering af muligheder for reduktion af kilderne

Herunder er der udelukkende fokuseret på udledning fra regnvandsledningerne. Som nævnt kan andre, mere diffuse, kilder ikke helt udelukkes, men de vurderes som mindre væsentlige og betydelig vanskeligere at reducere.

8.3.1 Fejlkoblinger

Uanset, om det vil vise sig i en forbedring af bækkens bakterietal eller ej, bør der ikke være fejlkoblinger. Der findes mange muligheder for at spore dem, om end det er ressourcekrævende.

Vores undersøgelse indikerer, at fejlkoblinger kan være grunden til et noget højere bakterieniveau end det "naturlige" i afstrømmet regnvand fra opland E01, men også at problemet ikke er løst ved at fjerne fejlkoblinger.

Bakterietallet i S8, opland E01 ligger betydeligt højere end prøverne fra opland E02. Som beskrevet i afsnit 6.2 er sandsynligheden for en fejlkobling større i opland E01 end i opland E02. Hvis det kunne bekræftes, at der er en fejlkobling, ville forskellen i bakterieniveauet kunne forklares. Omvendt, en bekræftelse på, at der ikke er fejlkoblinger, vil betyde, at vi har en meget højere baggrundsværdi for afstrømmende overfladevand, med betydelig større spredning. Den øgede nedsivning af tagvand (som forventes renere end vejvand) i opland E01 kan dog medvirke til højere E. coli-tal ved S8, fordi vejvandet ikke fortyndes så meget som den bliver i område E02, hvor alt tagvand udledes sammen med vejvand.

For at be-/afkræfte spørgsmålet om eventuelle fejlkoblinger kan der derfor foretages endnu en undersøgelse af dette i opland E01. Hvis der viser sig fejlkoblinger, vil der blive fulgt op på disse, men derudover bør der følges op på, hvordan det undgås i kommende kloakeringsprojekter.

Desuden kan der foretages endnu en undersøgelse i opland E02, i delområdet S5, for at give størst mulig sikkerhed for denne rapports konklusioner.

Ligeledes kan der foretages en specifik undersøgelse for fejlkoblinger til vejvandsudløbet S13, da der blev observeret mistænkelige forhold.

Resultaterne herfra kan danne baggrund for, om man skal kigge nærmere på andre oplande, som udleder til vandløbssystemet.

8.3.2 Rensning af overfladevand

Højteknologiske løsninger som hygiejnisering og filtrering er relativt omkostningstunge. Bassiner vurderes derfor som den bedste anvendelige løsning til nedbringelse af antallet af bakterier i overfladevand, der afledes til vandløbet. Bassiner vil give en udjævning af de meget store variationer i bakteriekoncentrationer, og med et forventet gennemsnit omkring 5000 E. coli og en forventet rensning på 95% vurderes det udledte bakterieniveau at blive tåleligt. For at opnå tilstrækkelig rensning vil den allerede anvendte standard for bassiner skulle tilpasses, således at vanddybden er max. 1 meter i stedet for oftest 1,5 meter, hvilket betyder større arealbehov for at få volumen nok. Der skal desuden stilles vilkår til vedligehold for at sikre lysindfald, og andefugle og måger skal undgås i bassinet, da de tilfører bakterier. Tilsammen vil det medføre øgede anlægs- og vedligeholdelsesomkostninger i forhold til hidtidig praksis.

Hovedparten af udløbene til Guldager Møllebæk systemet er af ældre dato og har ikke bassiner. På de ca. 20 udløb, hvor der tidligere er givet tilladelse uden bassiner, kan det overvejes, om tilladelserne skal revurderes. Det vil være forbundet med store omkostninger, udfordringer med placering af bassinerne i ådalen samt kræve en længere årrække inden alle bassiner er etableret.

For at kunne prioritere indsatsen vil det være nødvendigt med en hydraulisk model, der kan vise, hvor behovet for rensning er størst.

8.3.3 Information til borgere/virksomheder om ikke at bruge vejafløbet

Som borgere er vi ikke altid opmærksom på, at området er separatloakeret og at vi derfor ikke må bruge rendestensbrøndene til at skille os af med vaskevand fra vinduespudsning m.m., samt spildevand fra toiletskurvogne o.a. Også rengøring af tage kan være et problem, dog med andre stoffer end bakterier.

I Esbjerg Kommunes Spildevandsplan 2016-21 (pkt. 24b) er det vedtaget, at Esbjerg Kommune og Esbjerg Spildevand i fællesskab udarbejder en informationsfolder, der fortæller om konsekvenserne ved afledning af spildevand til regnvandsledningen. Det er planen, at folderen uddeles til alle separatloakerede områder.

Disse tiltag til "opdragelse" vil sandsynligvis ikke umiddelbart kunne ses på bakterietallene, men de vil minimere enkelthændelser med udledninger, der kan påvirke badevandet.

8.4 Forholdet mellem E. coli og enterokokker

Generelt har prøverne i denne undersøgelse et højere indhold af E. coli end af enterokokker.

Vores prøver direkte fra regnvandsudløb (S1-S5 samt S8) har et forhold mellem E. coli og enterokokker på i gennemsnit omkring 30, og der er ingen prøver med højere tal for enterokokker end E. coli.

Gennemsnit og variation for enterokokker i den svenske undersøgelse (Ohlsson m.fl. 2011) ligger i samme størrelsesorden som E. coli, dvs. forholdet 1. Forholdet mellem E. coli og enterokokker i de enkelte prøver svinger dog meget, mellem ca. 0,1 (330 E. coli og 2500 enterokokker) og 4 (20.000 E. coli og 5500 enterokokker). Men altså langt fra "vores" forhold på omkring 30.

Ligesom ved overfladevand generelt (se 7.1.1) viser DHI's undersøgelse færre E. coli end enterokokker (forhold under 1), mens vores undersøgelse af vejvand viser forhold mellem 1 og 3.

Det er tydeligt, at vejvand i vores undersøgelse har forholdsvis flere enterokokker end vand fra regnvandsledningerne med blandet vej- og tagvand. Vejvandsprøverne er af meget "frisk" regnvand, efter kun at være ført få meter i rør, mens vandet fra villakvartererne er længere tid undervejs. Men enterokokker skulle være mere hårdføre end E. coli og altså ikke henfalde i rørledningerne, så det giver ikke meget mening.

Forholdet mellem E. coli og enterokokker skulle kunne sige noget om bakteriernes oprindelse:

Et forhold mellem E. coli og enterokokker på 10-20 siges at være almindeligt i frisk spildevand. I friske fækalier fra dyr (siger litteraturen iflg. Lassen og Høst 2016) er der almindeligvis flere enterokokker end der er E. coli. I så fald ser det ud som om alle vores tal er påvirket af spildevand, hvilket ikke giver mening. Vi må henholde os til, at forskellen mellem dyr og mennesker så vidt vides er fra en enkelt undersøgelse, at henfaldet af især enterokokker er dårligt undersøgt i ferskvand, og måske kan der være væsentlige metodeforskelle eller misforståelser i betegnelser. Vi har ikke undersøgt dette nærmere.

Det kunne være interessant at få undersøgt disse forhold nærmere, med fokus på, hvor og hvordan man kan bruge forholdet mellem E. coli og enterokokker til kildeopsporing.

8.5 Vurdering af bakterieundersøgelsernes usikkerhed

Mht. måling af E. coli og enterokokker er det valgt at se bort fra eventuelle metodeforskelle mellem Eurofins, Amphi-Bac og andre undersøgelser. I forhold til variationerne pga. andre forhold vurderes de enkelte metoders forskelle til at være mindre væsentlige.

På prøvesteder, hvor prøven er taget i et udløbsrør, der er i niveau med vandstanden i grøften/bækken, har det været svært at tage en prøve uden at få det blandet med vandet i grøften/bækken. De er taget så langt inde i udløbsrøret som muligt, men især ved lille flow kan man ikke udelukke, at det ikke er 100% vand fra udløbet. Det drejer sig om S2 og S5, bortset fra d. 20/6 2016, hvor prøven er taget i en brønd før udløbet. Hvis der er sket sammenblanding ved S2 og S5 er det ikke nødvendigvis en fortynding, da grøftens vand har cirka samme indhold. At det ikke generelt blev valgt at udtage prøve i brøndene skyldes at det er noget mere tidskrævende at åbne og lukke dæksler, de lå typisk i vej eller cykelsti, og det blev i stedet prioriteret at nå 10 prøver på en time, og gentaget efter 1 og 2 timer.

S13 kunne ligeledes ikke tages i en brønd, da den ikke kunne findes. Især her er der stor risiko for, at der er vand fra bækken med i prøven.

På hvert enkelt prøvested ses en betydelig variation, både på samme dag og på forskellige dage. Der er ikke analyseret nærmere på, om der i de enkelte udløb er sammenhæng mellem hvor længe det har regnet, regnens intensitet osv. Hvad der tilfældigvis er tilført på de befæstede arealer eller f.eks. direkte i vejriste har vi heller ikke nogen mulighed for at vide.

En anden og måske endnu mere væsentlig usikkerhed ligger i hvor repræsentativ en prøve bliver for tilstanden, som følge af samplings-forholdene. Det har især betydning hvor heterogen bakteriekoncentrationen i miljøet er (rumlig heterogenitet), og hvor stor den tidsmæssige heterogenitet er. Jo højere heterogenitet, jo flere prøver skal der tages for at få et retvisende billede. Tidsmæssigt ses koncentrationerne at variere væsentligt fra time til time, og den tidsmæssige forsinkelse fra regn falder på jorden til den når analysepunktet i vandløbet eller afløbet vil kun forstærke denne heterogenitet. Den rumlige heterogenitet har vi ingen reel viden om.

På den baggrund må det huskes på at undersøgelserne har begrænset sikkerhed, og konklusionerne bør derfor ikke drages for vidtgående.

9. Litteraturliste

- Arnbjerg-Nielsen, K., Hansen, L., Hasling, A. B., Clauson-Kaas, J., Hansen, N. J., Carlsen, A., Stenström, T.-A., & Ottoson, J. Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug. 38. 2003. Miljøstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.
- Chandrasena, G. I., Deletic, A. & McCarthy, D. T., 2014. Survival of *Escherichia coli* in stormwater biofilters. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 21 (8), s. 5391-5401.
https://www.researchgate.net/profile/Gayani_Chandrasena/publication/259473810_Survival_of_Escherichia_coli_in_stormwater_biofilters/links/546947090cf2f5eb1804ecbf.pdf (hele artiklen)
- Collins, M.R., Eighmy, T.T. & Malley, J.P.J. 1991. Evaluating modifications to slow sand filters. *Journal of the American Water Works Association* 83 (9), 62-70.
- COWI A/S, DHI og DanVet. Sundhedsaspekter ved regnbaseret rekreativt vand i større byer, Naturstyrelsen, 2011
- DHI. Nyttiggørelse af vejvand i Århusgadekvarteret. 2013
- Engels, C. & Poggenburg, W. 1989. Riverbank filtration In Pre-treatment methods for community water supply, Smet, J.E.M. & Visscher, J.T. (eds.). IRC International Water and Sanitation Centre 1989, s. 5-14.
- Gabriel, S., Larsen, T.H. & Vollertsen, J. 2012. BAT - Lokale nedsivnings- og renseløsninger. Baggrundsrapport, udkast 2012
- Hathaway, J., Hunt, W., Graves, A., & Wright, J. 2011. Field Evaluation of Bioretention Indicator Bacteria Sequestration in Wilmington, North Carolina. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 137 (12), s. 11-03-1113. [http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000444](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000444) (kun abstract)
- Kinnaman, A.R., Surbeck, C.Q. & Usner, D.C. 2012. Coliform Bacteria: The Effect of Sediments on Decay Rates and on Required Detention Times in Stormwater BMPs. *Journal of Environmental Protection* vol. 3, s. 787-797. http://file.scirp.org/pdf/JEP20122800001_64897718.pdf (hele artiklen)
- Lassen og Høst, 2016. Socioeconomic Analysis of urban water management through separate sewer systems, SDU/AAU
- Li, H. & Davis, A. 2009. Water Quality Improvement through Reductions of Pollutant Loads Using Bioretention. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 135 (8), s. 567-576.
[http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000026](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000026) (kun abstract)
- Miljø & Ressourcer 2004. Langsomfiltrations effekt på drikkevands biostabilitet – Litteraturudredning af Orbicon for Københavns Energi.
- Miljøstyrelsens Miljøprojekt nr. 1101, 2006: Etablering af badevandsprofiler og varslingsystemer i henhold til EU's nye badevandsdirektiv
- Neyman, K.O., Flezar, H.S. & Mikolajski, S., 2001. Evaluation of indicator bacteria removal in wastewater treatment processes. *Polish Journal of Environmental Studies* 10, p.457-461 (kun refereret).
- Ohlsson, L.; Karlsson, D. & Gustafsson, L. 2011. Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status.
- Whitman, R.L.; Nevers, M.B. & Byappanahalli, M.N., 2006. Examination of the Watershed-Wide Distribution of *Escherichia coli* along Southern Lake Michigan: an Integrated Approach. *Applied and Environmental Microbiology*, vol 72 (11), s. 7301-7310

Younis M. 2008. Sources of human pathogens in urban waters. Master thesis in Applied Ecology, Halmstads Högskola.

10. Bilag 1: E: coli i udløbet af Guldager Møllebæk 2015-16

E.coli/100ml kort før udløbet, Guldager Møllebæk, 2015-2016

Dato	kl.	Entero- kokker	E. coli	mm regn samme døgn	mm regn samme døgn + døgnet før	mm regn samme døgn + 2 døgn før
26-05-2015	09:45	15	77	0,0	0,4	1,6
08-06-2015	07:45	15	15	0,0	0,0	0,2
17-06-2015	16:00	77	980	8,8	8,8	8,8
22-06-2015	08:55	15	920	0,0	8,4	8,4
07-07-2015	07:45	15	3400	2,4	2,4	9,0
14-07-2015	14:55	15	200	0,0	0,0	1,8
21-07-2015	07:30	77	2600	0,0	0,8	14,2
28-07-2015	13:35	140	660	6,6	30,3	33,1
06-08-2015	08:35	15	140	0,0	0,0	6,8
20-08-2015	06:55	15	110	0,0	0,0	0,0
02-09-2015	06:50	110	840	1,4	1,4	23,8
23-05-2016	16:55	30	480	2,0	2	12
01-06-2016	12:35	15	370	0,00	0	0
13-06-2016	10:35	130	4500	1,00	1	1
27-06-2016	09:10	46	460	0,00	1	5
11-07-2016	08:30	30	270	0,00	5	6
18-07-2016	15:10	46	30	0,00	2	6