

Débit de dimensionnement et redondances de l'étape de traitement des micropolluants



Rapport final

Une étude réalisée pour le compte du VSA

Liestal, le 23 juillet 2015

Impressum

Mandant

Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA)
Europastrasse, case postale, 8512 Glattbrugg

Mandataires

Holinger SA
Hunziker Betatech AG

Auteurs

Holinger SA: Dr. Michael Thomann, Johanna Obrecht
Hunziker Betatech AG: Ruedi Moser, Dr. Thomas Hug

Groupe d'accompagnement

Dr. Christian Abegglen (VSA/ERZ), Dr. Karlheinz Diethelm
(Office fédéral de l'environnement AR), Dr. Christoph Egli (Syndicat d'épuration des
eaux usées d'Altenrhein), Paolo Foa (TBF + Partner SA), Claude-Alain Jaquerod
(DGE VD), Dr. Bernd Kobler (GVRZ), Sébastien Lehmann (OFEV), Dr. Knut Leikam
(Pöyry Suisse SA), Daniel Pfund (ERZ), Jan Suter (Office des eaux et des déchets BE)

HOLINGER SA

Galmsstrasse 4
CH-4410 Liestal
Téléphone +41 (0)61 926 23 23, fax +41 (0)61 926 23 24
liestal@holinger.com

Hunziker Betatech AG

Pflanzschulstrasse 17
Case postale 83
8411 Winterthur
Téléphone +41 (0)52 234 50 18

Version	Date	Fichier	Validation	Distribution
v1	19.11.2013	OBJ, TH,THM, RM	THM, RM	VSA, Hunziker Betatech AG, Holinger SA
v2	16.09.2014	OBJ, TH,THM, RM	THM, RM	VSA, Hunziker Betatech AG, Holinger SA
v3	29.05.2015	OBJ, TH,THM, RM	THM, RM	VSA, Hunziker Betatech AG, Holinger SA
v3	23.07.2015	OBJ, TH,THM, RM	THM, RM	VSA, Hunziker Betatech AG, Holinger SA

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	6
SYNTHÈSE	7
1 PROBLÉMATIQUE, OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE	10
1.1 Problématique	10
1.2 But du règlement	10
1.3 Méthodologie	10
2 DONNÉES DE BASE	12
2.1 Bases juridiques	12
2.2 Bases diverses	13
3 PRINCIPES DE BASE POUR LE CALCUL DES COÛTS	15
3.1 Principes	15
3.2 Choix des procédés pour cette étude	15
3.3 Procédés sélectionnés	16
4 QUANTITÉ D'EAUX USÉES À TRAITER (Q)	20
4.1 Débit de temps sec de référence $Q_{d,TS,VSA}$	20
4.2 Détermination des eaux usées à traiter	25
4.3 Méthode de l'ammonium	34
4.4 Discussion sur la détermination des eaux usées à traiter	40
5 PRINCIPES DE BASE POUR LE CALCUL DES COÛTS	42
5.1 Principes de dimensionnement	42
5.2 Dimensionnement des procédés	47
6 REDONDANCE	49
6.1 Problématique	49
6.2 Méthodologie	49
6.3 Redondance nécessaire	50
7 MODÈLE DE COÛTS	52
7.1 Méthodologie du modèle de coûts	52
7.2 Scenarii	57

7.3	Valeur de référence pour la présentation des résultats	57
7.4	Résultats du modèle de coûts	57
7.5	Discussion modèle de coûts	64
8	EFFET SUR LES AUTRES ÉLÉMENTS DE L'INSTALLATION	66
8.1	Objectif et effets généraux	66
8.2	CAP	66
8.3	Ozonation	69
9	CONCLUSION	71
10	BIBLIOGRAPHIE	75

ANNEXES

- Annexe 1 Méthode du bassin versant
- Annexe 2 Dimensionnement des procédés pour l'élimination des micropolluants
- Annexe 3 Redondance
- Annexe 4 Modèle des coûts

ABRÉVIATIONS

a	Année
STEP	Station d'épuration des eaux usées
OFEV	Office fédéral de l'environnement
CHF	Francs suisses
CQC	Critère de Qualité Chronique
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DCF	Diclofénac
DOC	Dissolved Organic Carbon (carbone organique dissous, COD)
H	Habitants
IFAEPE	Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Epuration et la Protection des Eaux
EMSRL	Technique électrique, de mesure, de commande, de régulation et de gestion
UE	Union Européenne
CAG	Charbon actif en grains
LEaux	Loi fédérale sur la protection des eaux
OEaux	Ordonnance sur la protection des eaux
MES	Substances non dissoutes totales (matière en suspension)
MP	Micropolluants
NH ₄ -N	Ammonium
NO ₂ -N	Nitrate
O ₂	Oxygène
O ₃	Ozone
CAP	Charbon actif en poudre
Q	Volume d'eaux usées [m ³ /d] ou [l/s]
Q _{d, moyenne, STEP}	Volume d'eaux usées moyen à l'entrée d'une STEP [m ³ /d]
Q _{d, moyenne, MP}	Volume d'eaux usées moyen à l'étape d'élimination des micropolluants [m ³ /d]
Q _{max, STEP}	Volume d'eaux usées maximal traitée à l'entrée d'une STEP [l/s]
Q _{d, max, MP}	Volume d'eaux usées maximal à traiter à l'étape d'élimination des micropolluants [l/s]
Q _{d,TS, VSA}	Volume d'eaux usées par temps sec déterminé par le VSA $Q_{d,TS,VSA} = 0,5 \cdot (Q_{d,20\%} + Q_{d,50\%})$ [m ³ /d]
Q _{d, X%}	Volume d'eaux usées non dépassé X% des jours [m ³ /d]
VSA	Association suisse des professionnels de la protection des eaux

AVANT-PROPOS

Le projet «Dimensionnement/Redondance» a été initié par la plate-forme «Techniques de traitement des micropolluants» du VSA et mis en œuvre entre mi-2012 et fin 2014.

Les composés traces organiques, même à faible concentration, peuvent causer des dommages chroniques aux organismes aquatiques. On peut cependant partir du principe que ces concentrations n'ont pas de répercussions graves à court terme. A partir de 2016, environ 100 STEP suisses seront tenues d'éliminer en grande partie les composés traces organiques. Pour le dimensionnement des nouveaux procédés d'élimination de ces micropolluants, la question se pose de savoir si la totalité du volume d'eaux usées acheminé vers la station d'épuration doit être traité ou si, par temps de pluie, une partie des eaux usées biologiquement épurées peut contourner la nouvelle étape de traitement.

Le projet avait pour objectif de poser les bases d'une recommandation du VSA sur le débit devant être traité dans l'étape d'élimination des micropolluants et sur la redondance nécessaire. La présente étude, qui montre les effets et les coûts de différents choix de débit de dimensionnement, a été réalisée à cette fin. Trois méthodes sont présentées afin d'évaluer l'efficacité d'élimination des composés traces. Les coûts sont présentés pour quatre procédés et pour cinq STEP de tailles différentes. Certaines incertitudes concernant les caractéristiques et les paramètres d'interprétation persistant au moment de l'élaboration de ce rapport, il a fallu admettre certaines hypothèses. Ceci doit être pris en compte pour l'interprétation des résultats ou des conclusions. De fait, les résultats, entre autres, ne sont pas directement applicables à chaque cas individuel.

Le présent rapport a été établi par les bureaux d'étude Holinger SA et Hunziker-Betatech AG accompagnés par l'équipe de projet VSA. Les conclusions tirées concernant le débit de dimensionnement et la redondance ne correspondent pas forcément à la position officielle du VSA. Nous renvoyons donc à ce sujet aux recommandations VSA qui sont publiées parallèlement au rapport.

Nous remercions les deux bureaux d'étude pour leur travail engagé et l'Office fédéral de l'environnement pour son soutien financier!

L'équipe de projet

SYNTHÈSE

Dans le cadre d'une modification de la législation fédérale sur la protection des eaux, la Confédération prévoit de doter environ 100 stations d'épuration (STEP) en Suisse d'une étape d'élimination des micropolluants (MP). Une modification de la loi fédérale sur la protection des eaux, approuvée par le parlement, règle le financement de ces mesures. La performance d'élimination par ces installations doit être évaluée à l'aide de substances indicatrices. On propose de définir comme objectif une élimination annuelle moyenne de 80% de cinq substances indicatrices par rapport au volume total d'eau entrant dans la STEP. L'objectif d'une élimination globale de 80% par la STEP peut également être atteint par le traitement d'une partie du débit. Cependant, si une partie du débit entrant dans la STEP n'est pas traité dans l'étape d'élimination des micropolluants, ceci doit être compensé par une efficacité d'épuration de l'étape de traitement des MP supérieure à 80%. Un traitement partiel peut s'avérer intéressant pour plusieurs raisons. D'une part, l'eau entrante est généralement diluée par temps de pluie et l'efficacité d'épuration réduite. D'autre part, au niveau de l'exploitation et du point de vue économique, il n'est pas judicieux de construire des traitements surdimensionnés, qui seront en grande partie sous-exploités par temps sec, pour seulement quelques fortes précipitations.

La question principale se pose alors de comment déterminer ce débit de dimensionnement. Le VSA a lancé la présente étude afin d'apporter une réponse à cette question mais aussi pour montrer l'impact de différentes tailles de dimensionnement et applications de redondance sur les coûts d'investissement et d'exploitation qui en résultent.

Plusieurs approches ont été développées pour définir le débit de dimensionnement d'une étape d'élimination des micropolluants. En plus de la prise en compte du volume d'eau annuel à traiter, une approche fondée sur la charge a été proposée pour évaluer l'élimination des composés traces avec différents débits de dimensionnement. Etant donné que l'ammonium dans l'urine est en corrélation avec différents micropolluants dissous, la charge d'ammonium a été considérée comme représentative de la charge en composés traces à l'entrée d'une STEP. Dans la plupart des installations prises en considération, il s'est avéré que la plus grande réduction spécifique de charge est atteinte pour un volume traité allant jusqu'à $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ (calculé selon la méthode des indicateurs VSA). Dans la plupart des installations, au-delà de ce volume traité, l'effet de dilution à l'entrée prédomine, de sorte que comparativement, la charge éliminée par m^3 supplémentaire traité est faible.

Une autre approche consistait à étudier, à l'aide d'une analyse de flux de matière et de débits mesurés sur plusieurs années, l'influence du débit de dimensionnement de l'étape de traitement des MP sur les concentrations résultantes de composés traces dans le milieu récepteur. Avec quatre exemples évalués et le diclofénac comme substance modèle, il a pu être démontré qu'à partir d'un volume traité de $1 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ à l'étape MP, la concentration dans le milieu récepteur n'est plus influencée de façon significative car, dans la plupart des cas par temps de pluie, le débit du cours d'eau est déjà nettement plus important ce qui entraîne donc un meilleur taux de dilution.

Une analyse détaillée du système à l'aide d'une simulation dynamique devrait être entreprise si une étape de traitement pour l'élimination des micropolluants est prévue après une installa-

tion à boues activées avec un âge de boues élevé. Dans ces installations, lors du traitement d'un débit partiel par temps de pluie, une grande partie de la charge de micropolluants dissous stockée dans la biologie risque de sortir du système, si le by-pass de l'étape d'élimination des micropolluants est déjà amorcé en raison du choix d'un débit de dimensionnement trop restreint.

Lors du choix du débit de dimensionnement, l'analyse d'une journée type de temps sec est également importante, pour s'assurer que par temps sec la totalité des eaux usées (pointe journalière) peut être traitée dans l'étape d'élimination des micropolluants.

Les approches de dimensionnement présentées pour le choix d'un débit partiel à traiter par les étapes d'élimination des micropolluants devraient être appliquées en particulier dans les STEP ayant un important volume de stockage d'eaux mélangées dans leur réseau d'assainissement, dans les STEP connaissant des variations de charges saisonnières et dans les STEP avec une mauvaise dilution dans le milieu récepteur.

Afin de pouvoir estimer l'influence du débit de dimensionnement, de la redondance choisie de l'installation et des caractéristiques des eaux usées d'entrée sur les coûts d'investissement et d'exploitation, un calcul complet des coûts a été réalisé pour quatre procédés de traitement des MP choisis. La sélection des quatre procédés permet d'estimer toute la gamme des facteurs d'influence présentés ci-dessus sur les coûts.

Ci-dessous, les principaux résultats du modèle de coûts:

- Une augmentation du débit de dimensionnement de $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ à $2 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ entraîne, pour les différents procédés et classes de taille, une hausse des coûts annuels de 6% à 13%.
- Une réduction du débit de dimensionnement de $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ à $1,0 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ entraîne, pour les différents procédés et classes de taille, une baisse des coûts annuels de -10% à -16%.
- Si les installations sont construites de façon à être totalement redondantes, c.-à-d. d'une disponibilité de 100% au lieu de 90%, les coûts annuels augmentent de manière très variable selon le procédé et la taille de l'installation. Tandis que, pour des raisons techniques, les grandes installations doivent être construites d'office avec plusieurs files et sont donc redondantes dans tous les cas, les coûts annuels pour les installations les plus petites augmentent de 6 % (dosage direct, filtration incl.) à 24 % (Actiflo®Carb avec filtre textile).
- La variation du carbone organique dissous COD a une nette influence sur les coûts de l'ozonation. L'augmentation des coûts annuels est de 3,5% pour les installations les plus petites et de 15% pour les installations les plus grandes (sans prise en compte de la filtration). Les grandes installations sont les plus touchées car leurs coûts d'exploitation pèsent plus lourd dans la balance.
- L'augmentation ou la réduction des dosages spécifiques de CAP a une grande influence sur les coûts d'exploitation. Pour la variable de base avec $Q = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ et une disponibilité de 90%, les coûts annuels augmentent ou baissent d'environ 4-10% pour les installations les plus petites et de 9-16% pour les installations les plus grandes.

L'influence des facteurs étudiés sur les coûts dépend du procédé et surtout de la taille de

l'installation parce que les coûts d'exploitation représentent une part plus importante des coûts annuels pour les grandes installations que pour les petites. Le modèle montre aussi clairement que les coûts spécifiques des grandes installations sont nettement inférieurs à ceux des petites installations.

La loi fédérale sur la protection des eaux révisée prévoit une taxe sur les eaux usées ainsi qu'une indemnisation conséquente des coûts d'investissement. La réglementation d'exécution précise de l'indemnisation devant encore être validée par le parlement, les indemnisations ne sont pas prises en compte dans le modèle de coût présenté ici.

Une étape pour l'élimination des micropolluants rend l'exploitation de l'ensemble de la station d'épuration plus coûteuse. D'une part, des systèmes supplémentaires doivent être exploités et, d'autre part, une étape pour l'élimination des micropolluants a des effets sur les autres parties de l'installation et sur l'exploitation générale. Les exigences techniques de sécurité sont importantes, car l'ozone est un gaz irritant et des produits dangereux comburants ou même explosifs (oxygène liquide et charbon actif en poudre) doivent être manipulés et stockés. Le CAP peut avoir de nombreux effets sur la biologie des boues activées (décantabilité, âge des boues) et présente un risque de dépôts ou d'abrasion dans les systèmes de conduites. Outre l'élimination des composés traces, l'ozone tout comme le CAP ont d'autres effets secondaires positifs sur la qualité de l'effluent (décoloration et désinfection au moins partielle).

1 PROBLÉMATIQUE, OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE

1.1 Problématique

Cette étude doit répondre aux questions suivantes:

- Quels effets les débits de dimensionnement ont-ils sur les coûts et sur l'efficacité d'épuration (y. c. volumes déversés) des procédés de traitement avancé ?
- Quel impact les différentes compositions des eaux usées à l'entrée de l'étape de traitement avancé (MES, COD, NO₂ etc.) ont-elles sur les coûts?
- Quels temps d'arrêt faut-il prévoir pour les traitements avancés et quels effets cela a-t-il sur le volume d'eaux usées traité? Quels effets une disposition (partiellement) redondante a-t-elle sur les coûts?
- Quelles sont les exigences du procédé et comment se répercutent-elles sur la technique des installations existantes (par ex. traitement des boues, étape d'épuration biologique existante) et sur le dimensionnement des nouvelles stations d'épuration?

L'énergie et la surface nécessaires pour les différents procédés dépend énormément des contraintes propres à l'installation étudiée (entre autres surface de réserve disponible, infrastructure existante, profil hydraulique existant, niveau des eaux souterraines). De plus, les consommations d'énergie des procédés de charbon actif en poudre et d'ozone sont difficilement comparables, car il faut prendre en compte la consommation d'énergie totale, énergie primaire incluse. Pour les raisons citées ci-dessus et vu la pertinence limitée des approches générales par modèles, les effets des tailles de dimensionnement sur l'énergie et la surface nécessaires n'ont pas été étudiés.

1.2 But du règlement

L'objectif de l'étude est de produire un rapport offrant des bases décisionnelles qui permettent à l'équipe de projet du VSA d'élaborer une recommandation pour les autorités cantonales d'exécution, les planificateurs et les responsables de STEP. Cette recommandation doit fournir des indications sur les points suivants:

- Démarche pour le choix d'un débit de dimensionnement d'une étape de traitement avancé des micropolluants
- Redondance nécessaire d'une étape de traitement avancé

1.3 Méthodologie

Cette étude se limite exclusivement à la station d'épuration des eaux usées. Le réseau de canalisations de la STEP n'est pas pris en compte ici.

Dans un premier temps, quatre procédés ont été choisis pour répondre aux problématiques formulées dans le point 1.1. Ceux-ci doivent couvrir la totalité des procédés ac-

tuellement disponibles pour l'élimination des micropolluants. Ce choix a été opéré en collaboration avec l'équipe de projet «Dimensionnement/Redondance» du VSA.

Cette étude se fonde sur l'hypothèse qu'il n'est pas nécessaire que la totalité des eaux usées traitées biologiquement passe par l'étape d'élimination des micropolluants. L'objectif serait que, par temps sec en particulier, la totalité des eaux usées entrantes soient traitées et que, par temps de pluie, au moins une partie des eaux usées épurées biologiquement contournent, via un bypass, l'étape d'élimination des micropolluants pour être déversée dans le milieu récepteur (ou la filtration) (Figure 1). L'importance de la part de substances mobilisées par temps de pluie dans l'affluent de la station d'épuration et son impact sur les eaux superficielles et souterraines ne sont pas traités dans cette étude.

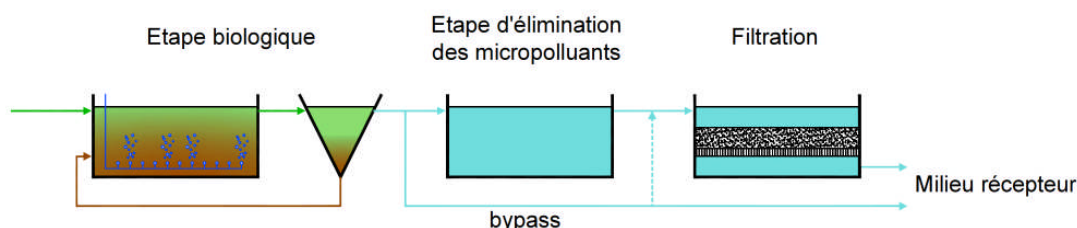


Figure 1: Bypass de l'étape d'élimination des micropolluants

La démarche pour déterminer le volume d'eaux usées maximal à traiter dans une étape d'élimination des micropolluants a été étudiée au moyen de trois méthodes différentes. Cette détermination s'est faite sous différentes perspectives:

- Evaluation basée sur le volume d'eaux usées traité annuellement
- Evaluation de la concentration résultante de micropolluants dans le milieu récepteur
- Evaluation de la charge de micropolluants éliminée

Les résultats de ces évaluations ont été appliqués au dimensionnement des quatre procédés sélectionnés et au calcul de leurs coûts. De plus, l'influence sur les coûts des quatre procédés de la concentration de COD, de nitrites et de MES à la sortie de la décantation secondaire a été analysée.

Une estimation générale des coûts a été réalisée pour chaque variante. La précision des coûts est de $\pm 25\%$. Le modèle de coûts utilisé se base sur les études de coûts de l'OFEV de 2008 et 2012 [3, 4]. Les coûts des différentes variantes ont été déterminés à l'aide de courbes de coûts spécifiques. Afin d'évaluer l'évolution des coûts en fonction d'une augmentation du nombre d'habitants raccordés, les coûts ont été déterminés pour des STEP de cinq classes de taille différentes.

Outre la concentration de COD, de nitrites et de MES à l'entrée de la nouvelle étape et le volume d'eaux usées maximal traité, le nombre d'ouvrages ou files de traitement a également un impact sur les coûts subséquents. Ceux-ci ont été pris en compte dans la réflexion sur la redondance, laquelle a également été intégrée à l'étude de coûts.

Les autres étapes de la STEP sont aussi influencées par le procédé choisi pour l'étape d'élimination des micropolluants. Cette influence a été évaluée sur le plan qualitatif.

2 DONNÉES DE BASE

2.1 Bases juridiques

Sur la base des travaux réalisés dans le cadre du projet «Stratégie Micropoll», la Confédération a proposé une modification de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) en 2009 [1]. Elle impose des mesures de réduction des micropolluants. Lors de la consultation sur la modification de la Loi fédérale sur la protection des eaux, l'approche choisie a été acceptée sur le fond, mais le financement des mesures a été remis en question [1]:

En 2012, le Conseil fédéral a présenté et mis en consultation un modèle de financement dans le cadre d'une proposition de modification de la Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux). Suite à la consultation de cette proposition, le Conseil fédéral a soumis aux Chambres fédérales en 2013 une proposition définitive pour la modification de la LEaux, laquelle a été acceptée le 21 mars 2014 [1].

Les critères d'évaluation pour déterminer si une STEP doit être équipée d'une étape d'élimination des micropolluants ont été modifiés au vu de la proposition de modification de l'OEaux 2009. Le message concernant la proposition de modification de la LEaux 2013 prévoit les critères suivants pour la détermination des STEP à aménager:

«Par l'introduction d'exigences dans l'OEaux quant aux composés traces organiques présents dans le rejet d'eaux usées urbaines dans les eaux superficielles et souterraines, la Confédération contraint certaines STEP à s'agrandir. Notamment:

- les STEP comptant plus de 80'000 habitants raccordés
- les STEP comptant plus de 24'000 habitants raccordés dans les bassins versants de lacs. Les cantons peuvent s'abstenir d'équiper certaines STEP dans des cas exceptionnels justifiés, si l'utilité pour l'écosystème et l'approvisionnement en eau potable est négligeable.
- Pour les cours d'eau dont la proportion d'eaux usées contenant encore des composés traces organiques est supérieure à 10%, les cantons déterminent quelles STEP doivent être aménagées dans le cadre d'une planification du bassin versant. En raison de la proportionnalité, ceci ne concerne fondamentalement que les STEP comptant plus de 8'000 habitants raccordés.
- Dans certains cas exceptionnels justifiés, les cantons peuvent demander l'aménagement d'autres STEP comptant plus de 1'000 habitants raccordés
 - situées dans des zones écologiquement sensibles ou
 - près d'eaux superficielles et souterraines importantes pour l'approvisionnement en eau potable.»

Le principe de causalité prévoit que la Confédération verse une indemnité de 75% de l'investissement initial engagé pour des procédés techniques d'élimination des composés traces dans les STEP. Les moyens nécessaires à cet effet sont disponibles grâce à une redevance annuelle maximale de 9 francs par habitant raccordé.

Les propriétaires de STEP, qui ont pris des mesures pour l'élimination des MP et remplissent les exigences de l'OEaux, seront exemptés de la redevance sur les eaux usées pour l'élimination de composés traces dès l'année suivant la présentation de la facture finale de ces mesures.

La performance d'élimination doit être déterminée à l'aide de micropolluants choisis – substances indicatrices – et de l'ordre de 80% sur l'ensemble de la STEP (entrée - sortie). Dans le message relatif à la modification de l'OEaux 2009, les cinq substances indicatrices suivantes ont été proposées:

- Benzotriazole
- Carbamazépine
- Diclofénac
- Mécoprop
- Sulfaméthoxazole

La liste des substances indicatrices n'est pas définitive, celle de 2009 a été adaptée dans la proposition de modification de l'OEaux de décembre 2014 et est actuellement en phase d'audition. Dans ce rapport, la liste de l'année 2009 a été utilisée comme base, car la proposition de décembre 2014 n'était pas encore disponible lors de sa rédaction.

2.2 Bases diverses

Données d'exploitation des STEP

- STEP Birs, Birsfelden
- STEP Birsig, Therwil
- STEP Ergolz 1, Sissach
- STEP Flos, Wetzikon
- STEP Frenke 2, Niederdorf
- STEP Frenke 3, Bubendorf
- STEP Hard, Winterthour
- STEP Thunersee, Uetendorf

Données hydrauliques des stations de mesure suivantes [2]

- Hintere Frenke – Bubendorf, Morgental (BL 4309), 2008 – 2011
- Marchbach – Oberwil (BL 4312), 2008 – 2011
- Vordere Frenke – Bubendorf, Talhaus (BL 4319), 2008 – 2011
- Vordere Frenke – Waldenburg (BL 4320), 2008 – 2011
- Ergolz – Itingen (BL 4325), 2008 – 2011

- Töss – Neftenbach (LH 2132), 2008 – 2011

Modèles de coûts

- Modèle de coûts OFEV 2008 [3]
- Modèle de coûts OFEV 2012 [4]

3 PRINCIPES DE BASE POUR LE CALCUL DES COÛTS

3.1 Principes

Selon Abegglen et al [5], il est possible d'éliminer les micropolluants dans les eaux usées à l'aide de différents procédés. Notamment:

- «procédé d'adsorption: les substances se fixent à la surface
- procédé biologique: transformation des substances par le biais de micro-organismes
- procédé d'oxydation: transformation des substances par le biais d'agents oxydants
- procédé physique: rétention des substances»

Les auteurs tirent le bilan suivant [5]: «Selon les connaissances actuelles, l'ozonation et le traitement au charbon actif en poudre sont, en raison de leur action à large spectre et de leur applicabilité, appropriés pour éliminer les micropolluants des eaux usées communales.»

3.2 Choix des procédés pour cette étude

La présente étude doit examiner les conséquences de débits de dimensionnement et de modèles de redondance sur les coûts d'investissement et d'exploitation. Afin de pouvoir présenter l'ensemble des conséquences attendues, un éventail de procédés le plus large possible a été étudié.

En raison de l'état actuel de la recherche et de la pratique (chapitre 3.1), seuls les procédés avec ozonation et charbon actif ont été pris en considération. Le dix procédés suivants sont entrés en ligne de compte, pour lesquels des expériences pratiques étaient disponibles, au moins à l'échelle pilote.

Procédé avec du charbon actif (charbon actif en poudre (CAP) ou charbon actif en grain CAG):

- Adsorption CAP et sédimentation avec recirculation du CAP chargé dans l'étape biologique (méthode CAP à contre-courant en deux étapes) et filtration sur sable
- Adsorption CAP et sédimentation sans recirculation du CAP chargé dans l'étape biologique (méthode CAP en une étape) et filtration sur sable
- Dosage de CAP sur le filtre à sable avec recirculation de l'eau de rinçage dans l'étape biologique.
- Dosage direct de CAP dans l'étape biologique avec filtration sur sable comme sécurité pour la rétention des matières solides
- Actiflo®Carb avec filtre en tissu
- Procédé CAP avec filtration sur membrane (disposé en aval)

- filtration avec charbon actif en grains

Procédé avec ozone et traitement secondaire biologiquement actif

- Ozonation avec filtre à deux couches disposé en aval
- Ozonation avec lit fluidisé disposé en aval
- Ozonation avec un filtre à charbon actif en grains disposé en aval

Ces procédés ont été évalués de manière structurée avec le groupe d'accompagnement du projet et les quatre procédés décrits dans le chapitre suivant ont été ensuite sélectionnés. La sélection s'est faite en fonction des aspects suivants:

- Il faut prendre en compte aussi bien les procédés avec ozone que les procédés CAP
- Les résultats des essais pilotes effectués à grande échelle doivent être disponibles pour les procédés sélectionnés
- Les procédés présentent d'importantes différences en matière de besoins en surface et de type d'influence exercée sur l'installation existante (biologie et traitement des boues).

Cette sélection ne présente pas les «meilleurs» procédés, ni les procédés recommandés. Son but est davantage de permettre la représentation des conséquences des facteurs d'influence contrôlés lors de l'étude sur un éventail de procédés le plus large possible.

3.3 Procédés sélectionnés

Parmi les procédés actuellement envisageables listés dans le chapitre 3.2, les quatre procédés suivants ont été sélectionnés pour cette étude.

- Adsorption CAP et sédimentation avec recirculation du charbon actif en poudre dans l'étape biologique (méthode CAP à contre-courant en deux étapes) et filtration à sable à deux couches
- Actiflo®Carb avec filtre textile
- Dosage direct de CAP dans l'étape biologique et filtre à sable à deux couches
- Ozonation avec filtre à sable à deux couches disposé en aval

Adsorption CAP avec sédimentation et recirculation (procédé d'Ulm)

Le procédé d'adsorption CAP avec sédimentation et recirculation du CAP chargé dans l'étape biologique est appelé ici «procédé d'Ulm» en référence aux essais pilotes de la station d'épuration Steinhäule à Ulm. Il est déjà utilisé dans différentes stations d'épuration en Allemagne [6]. Il s'agit d'un procédé en deux étapes composé d'une étape d'ad-

sorption et d'une étape de sédimentation (Figure 2) avec recirculation de l'excès de charbon chargé dans l'étape biologique (procédé à contre-courant en deux étapes) et une filtration sur sable située en aval pour une rétention aussi complète et sûre que possible du CAP.

Dans l'étape d'adsorption, le CAP, le précipitant et le floculant polymère sont ajoutés et mélangés de façon homogène au moyen d'agitateurs. Après le mélange dans l'étape d'adsorption, le CAP décante dans l'étape de sédimentation et est séparé des eaux usées traitées. Les boues de CAP séparées dans le bassin de sédimentation sont redirigées vers l'étape d'adsorption. L'âge des boues dans l'étape d'adsorption est fixé à 2 jours sur la base d'essais de l'IFAEPE [7]. Les eaux usées traitées par CAP sont alors filtrées avec un filtre à sable pour éliminer les particules non déposées dans l'étape de sédimentation.

En raison de la charge du charbon par la matière organique, sa capacité d'adsorption faiblit avec le temps et du charbon actif frais doit être rajouté. Pour maintenir constante la MS dans l'étape d'adsorption, l'excès de charbon est pompé et redirigé vers l'étape biologique située en aval. Cette recirculation a pour effet que le charbon chargé se charge encore davantage, en raison de la plus forte concentration de matière, et que la performance d'élimination de ce procédé est améliorée par rapport à un procédé à une étape (sans recirculation du charbon en excès).

Le procédé d'Ulm est celui qui nécessite le plus d'espace, comparé à d'autres procédés d'élimination des micropolluants.

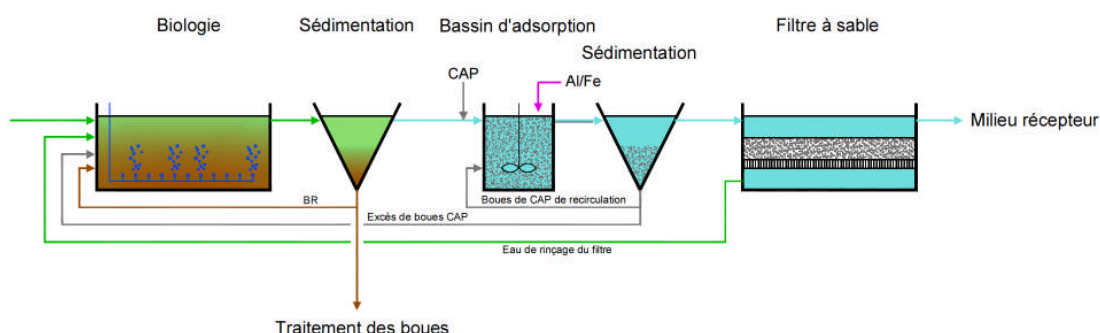


Figure 2: Schéma de fonctionnement du procédé d'Ulm avec recirculation du CAP chargé dans l'étape biologique

Actiflo®Carb

Le procédé Actiflo®Carb a déjà été testé lors d'un projet pilote en Suisse dans la STEP Schönaue à Cham [8]. Il s'agit d'un procédé au CAP qui, par rapport au procédé d'Ulm, requiert nettement moins d'espace.

Avec Actiflo®Carb, le CAP frais et les boues de CAP recirculées sont mélangés aux eaux usées dans le premier réacteur (Figure 3). Dans un deuxième réacteur, le réacteur de précipitation, on ajoute le précipitant (aluminium ou fer). Dans un troisième réacteur, on ajoute des floculants polymères et du microsable. Celui-ci doit former avec les boues de CAP des floccs qui seront plus faciles à séparer lors de la sédimentation. Pour réduire la surface de sédimentation, on utilise un décanteur lamellaire. Le mélange sable-boues de CAP est séparé lors de la sédimentation et dirigé vers un hydrocyclone. Ce dernier

permet d'extraire le microsable du mélange. Le mélange boues de CAP-eau est redirigé vers le premier réacteur. Le microsable est également recirculé dans le système. Les eaux usées traitées sont enfin dirigées vers un filtre textile. Celui-ci doit retenir les matières solides résiduelles.

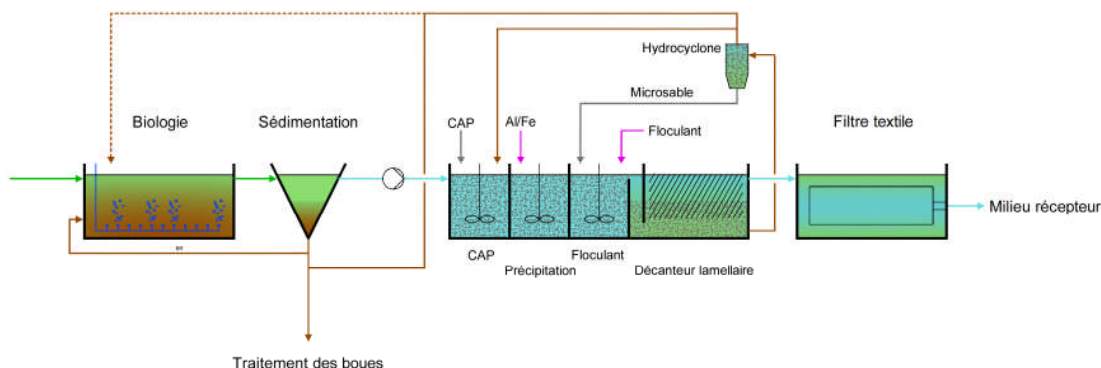


Figure 3: Schéma de fonctionnement Actiflo®Carb

Pour l'élimination des micropolluants, une recirculation du charbon actif dans l'étape biologique serait optimale. Pour ce faire, il faut cependant vérifier la capacité de l'étape biologique. Il faut également prendre en compte que les boues de CAP contiennent une quantité relativement importante d'additifs chimiques.

Dosage direct de charbon actif en poudre dans la biologie

Un troisième procédé CAP possible est le dosage direct du CAP dans l'étape biologique (Figure 4). Le dosage dans l'étape biologique nécessite de doser plus de CAP pour obtenir la même élimination [9]. Cela se répercute avant tout sur les coûts d'exploitation. Les coûts d'investissement de ce procédé sont relativement faibles. Ce procédé a été testé dans la STEP Flos à Wetzikon [10].

La majeure partie du CAP est séparée dans la sédimentation du procédé de boues activées de l'installation. Les particules n'ayant pas été séparées dans la décantation secondaire seront retenues dans le filtre final. La rétention sûre dans ce filtre doit encore être analysée par des recherches complémentaires. Dans tous les cas, ce procédé sera probablement plutôt mis en œuvre dans une STEP déjà dotée d'une filtration et dont la surface de réserve ne suffit pas à la construction du procédé d'Ulm. La STEP doit disposer de suffisamment de réserves dans l'étape biologique pour pouvoir mettre en place ce procédé.

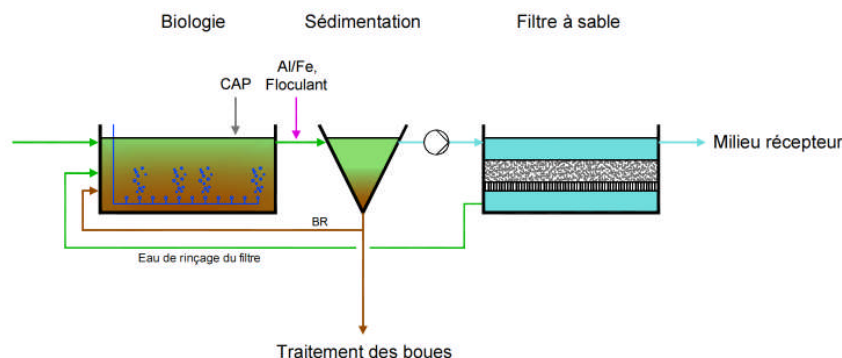


Figure 4: Schéma de fonctionnement du dosage direct de la poudre dans la biologie

Ozonation avec filtre à deux couches

L'ozonation est un procédé pendant lequel les micropolluants présents dans les eaux usées épurées sont oxydés. Contrairement au procédé avec le charbon actif en poudre, les substances ne sont pas retirées mais transformées en d'autres substances par un processus d'oxydation. Même les micropolluants organiques non-biodégradables sont oxydés par l'ozone et ainsi transformés en d'autres substances organiques qui n'ont plus les mêmes effets chimiques que la substance d'origine.

L'ozone est produit sur place à partir d'oxygène à l'aide d'un générateur d'ozone et injecté via des diffuseurs dans la première partie du réacteur à ozone (Figure 5). L'oxygène peut être livré sous forme liquide par un fournisseur ou, pour les STEP plus grandes, produit directement sur place par adsorption à modulation de pression.

Jusqu'à présent, des projets pilotes à grande échelle avec ozonation ont été menés dans les STEP de Regensdorf [11] et de Lausanne-Vidy [12].

Après le traitement à l'ozone, les eaux usées doivent passer par une étape biologique active pour retirer les sous-produits biodégradables issus de l'ozonation. La filtration sur sable choisie dans cette étude, par exemple, entre en ligne de compte comme étape biologique active.

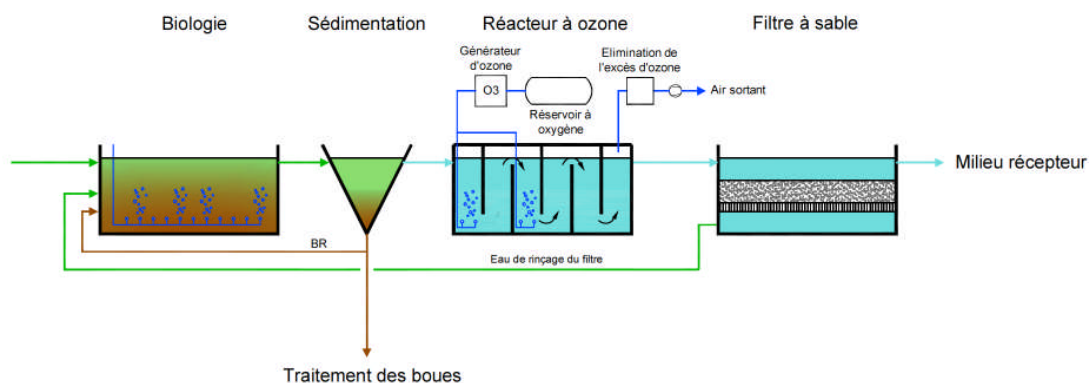


Figure 5: Schéma de fonctionnement de l'ozonation avec filtre à deux couches

4 QUANTITÉ D'EAUX USÉES À TRAITER (Q)

Le débit de dimensionnement de l'étape de traitement d'élimination des micropolluants est indiqué comme multiple du temps sec de référence Q_{TS} . Cette valeur doit donc être analysée avec précision dans le prochain chapitre.

Une alternative consisterait à réaliser les calculs en fonction de $Q_{\max, STEP}$ (c.-à-d. la capacité hydraulique maximale d'une installation). Les deux variantes ont leurs avantages et leurs inconvénients. La méthode de $Q_{d, TS, VSA}$ a été appliquée dans cette étude dans l'hypothèse de permettre une meilleure comparabilité entre les différentes installations et de traiter environ les mêmes charges de micropolluants par habitant.

4.1 Débit de temps sec de référence $Q_{d, TS, VSA}$

Les questions suivantes doivent être clarifiées:

- Comment la méthode de calcul selon VSA s'applique-t-elle avec des données d'entrée de STEP réelles?
- Les résultats sont-ils reproductibles avec plusieurs jeux de données de STEP?

Les différents indicateurs pour la caractérisation du volume entrant sont présentés à titre d'exemple (Figure 6) à partir des données d'entrée de la STEP Hard à Winterthur.

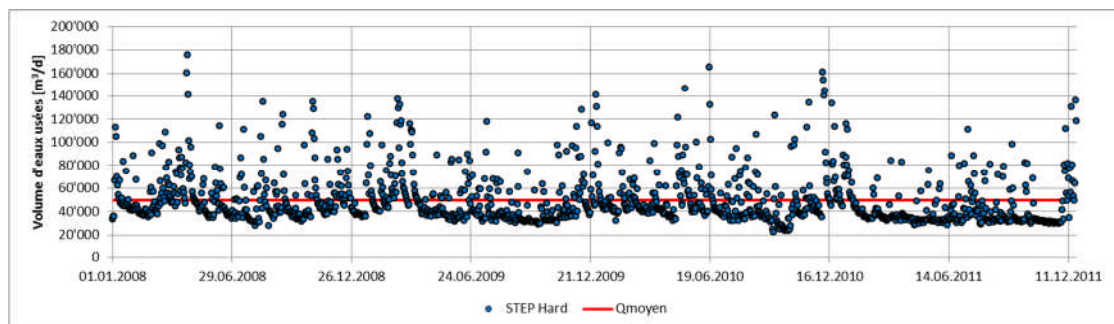


Figure 6: Mesures d'entrée STEP Hard 2008 – 2011

Le débit de temps sec de référence $Q_{d, TS, VSA}$ selon la méthode des indicateurs VSA [13] est calculé de la façon suivante:

Formule 1: Détermination de $Q_{d, TS, VSA}$ selon la méthode des indicateurs VSA [13]

$$Q_{d, TS, VSA} = \frac{Q_{d, 20\%} + Q_{d, 50\%}}{2} [m^3/d]$$

Les quantiles $Q_{d, 20\%}$ et $Q_{d, 50\%}$ peuvent être déterminés à l'aide de la fréquence cumulée (Figure 7).

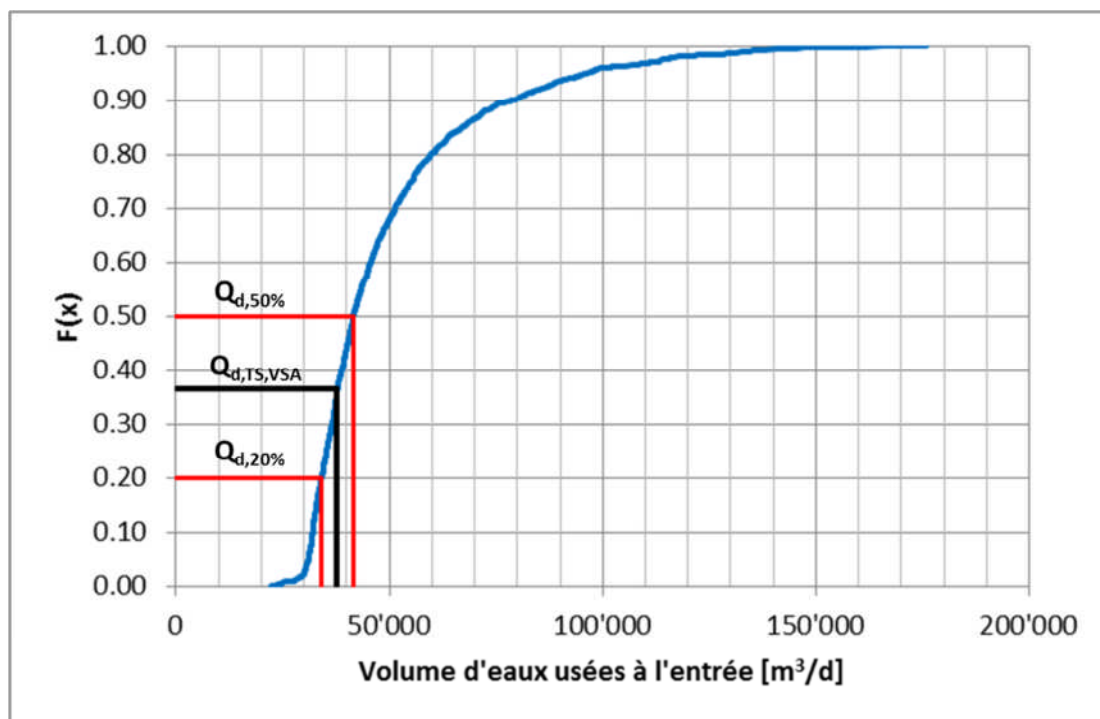


Figure 7: Distribution cumulée du volume d'eaux usées à l'entrée de la STEP Hard. Rouge: $Q_{d,50\%}$ (= quantile de 50%) et $Q_{d,20\%}$ (= quantile de 20%), Noir: $Q_{d,TS,VSA}$

Les différents indicateurs ont été calculés à partir des jeux de données de 2008 – 2011 (Tableau 1). Pour la STEP Hard, $Q_{d,TS,VSA}$ correspond à 37'809 m³/d.

Tableau 1: Evaluation des volumes entrants dans la STEP Hard de 2008 – 2011

Q_{moyen}	[m ³ /d]	49407
Q_{max}	[m ³ /d]	175790
Q_{min}	[m ³ /d]	22290
$Q_{d,20\%}$	[m ³ /d]	34118
$Q_{d,50\%}$	[m ³ /d]	41500
$Q_{d,TS,VSA}$	[m³/d]	37809

Il doit être précisé que $Q_{d,TS,VSA}$ [13] ne correspond pas à la pointe journalière actuelle par temps sec. La valeur peut cependant être calculée à partir de $Q_{d,TS,VSA}$ et d'un facteur horaire.

Après le calcul de $Q_{d,TS,VSA}$ [13], les mesures d'entrée peuvent être réparties en journées de temps sec (gris) et journées de pluie (blanc) (Figure 8).

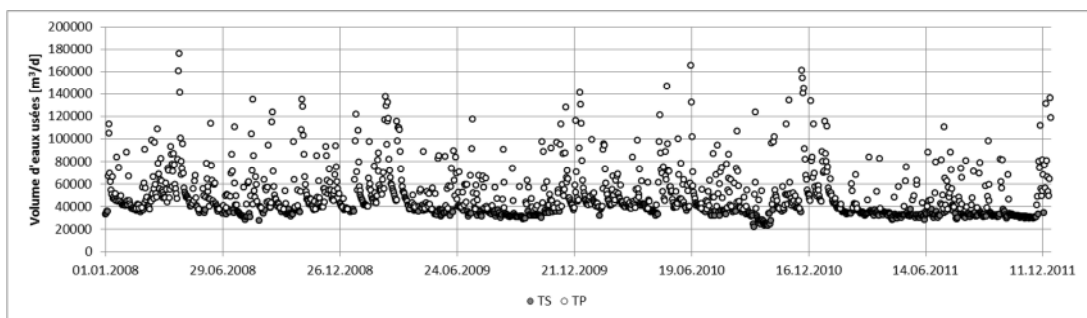


Figure 8: Volumes d'eaux usées de la STEP Hard répartis par journées de temps sec et de pluie

Pour analyser la répartition des journées de temps sec et de pluie dans la Figure 8, le calcul du débit de temps sec selon VSA est comparé à une autre méthode.

Il est procédé à cet effet à l'analyse de l'histogramme des valeurs d'entrée de la STEP Hard (Figure 9). L'histogramme d'ensemble de toutes les valeurs d'entrée est composé de deux répartitions: celle des valeurs par temps sec et celle des valeurs par temps de pluie. On part du principe que la pointe de l'histogramme d'ensemble correspond à la moyenne des valeurs par temps sec et que la répartition des entrées par temps sec est symétrique. Dans le cas de la STEP Hard, la pointe de l'histogramme d'ensemble se situe à 34'723 m³/d. Cela correspond à un quantile de 23% pour la distribution cumulée. Cette valeur correspond au milieu d'une répartition supposée symétrique. Le quantile de 46%(= 40'500 m³/d) correspond à la limite supérieure de la répartition des valeurs par temps sec pour une répartition symétrique.

Dans cette méthode, on admet que les conditions météorologiques restent sèches jusqu'à 40'500 m³/d. Pour les valeurs d'entrée supérieures, il s'agit d'un temps de pluie.

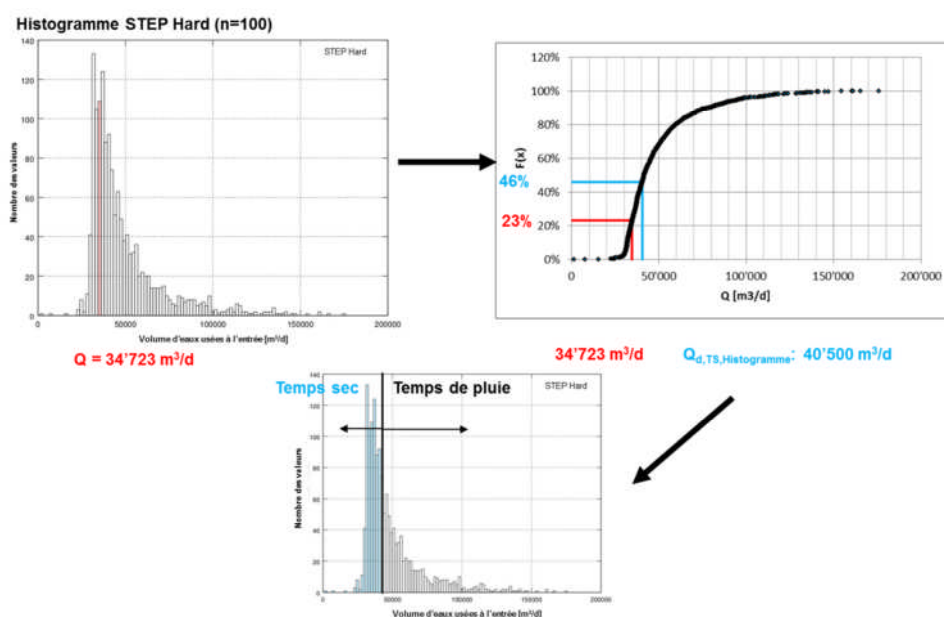


Figure 9: En haut à gauche: Histogramme des valeurs d'entrée de la STEP Hard. En haut à droite: distribution cumulée des entrées. En bas: Répartition temps sec/temps de pluie.

La valeur calculée de 40'500 m³/d peut être comparée au $Q_{d,TS,VSA}$ déterminé par la méthode des indicateurs VSA. Le rapport est de 1,07 (40'500 m³/ 37'809 m³). Différents jeux de données de STEP ont été évalués selon cette méthode (Tableau 2).

Tableau 2: Histogramme d'évaluation de sept STEP suisses

	$Q_{d,TS,histogramme}$	$Q_{d,TS,VSA}$	$Q_{d,TS,histogramme}/Q_{d,TS,VSA}$
	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[-]
Birs	24'012	22'697	1.06
Birsig	6'822	6'614	1.03
Ergolz 1	8'760	7'938	1.10
Flos	9'069	9'053	1.00
Frenke 2	2'296	1'937	1.19
Frenke 3	3'644	3'394	1.07
Hard	40'500	37'809	1.07
Thunersee	34'971	31'635	1.11
Moyenne			1.08

Il s'avère que le Q du graphique et le $Q_{d,TS,VSA}$ déterminé par VSA concordent très bien. Le rapport moyen de 1,08 de toutes les installations étudiées est proche de 1. Les conclusions suivantes peuvent donc être tirées:

- La méthode de calcul de $Q_{d,TS,VSA}$ selon la méthode des indicateurs VSA donne un volume d'eau par temps sec qui est reproductible à partir de plusieurs jeux de données réels de stations d'épuration.
- $Q_{d,TS,VSA} = 0,5 \cdot (Q_{d,20\%} + Q_{d,50\%})$ est une valeur facile à déterminer et est utilisée, par conséquent, comme base pour le dimensionnement.

Remarques:

- Les STEP sont généralement conçues selon $Q_{TS, \text{pointe}}$, c.-à-d. une pointe journalière par temps sec (le plus souvent avec un diviseur horaire, par ex, 16h). Le volume d'eaux usées maximale ($Q_{\max, \text{STEP}}$) traité correspond généralement à $2 \cdot Q_{TS, \text{pointe}} = Q_{\max}$. Cela signifie qu'en fonction de $Q_{d, TS, VSA}$, $Q_{\max, \text{STEP}}$ serait de $\approx 3 \cdot Q_{d, TS, VSA}$ ($Q_{d, TS, VSA}$ calculé selon VSA [13]).
- Le volume d'eau par temps sec de référence d'une STEP est en principe déterminé à l'aide de la feuille de calcul ATV-A198. L'évaluation selon la méthode des indicateurs VSA étant très répandue en Suisse, cette méthode de calcul est utilisée dans cette étude pour calculer le volume d'eau par temps sec.

4.2 Détermination des eaux usées à traiter

4.2.1 Vue d'ensemble

Différentes méthodes sont utilisées pour déterminer le volume maximal d'eaux usées à traiter. Ces dernières sont:

- Méthode Q selon Steffen Metzger de la Haute Ecole de Biberach (D)
Détermination du volume d'eaux usées à traiter en fonction du volume d'entrée de la STEP
- Modélisation du bassin hydrographique
Analyse de l'influence du volume à traiter sur les concentrations de composés traces dans le milieu récepteur
- Méthode de l'ammonium
Estimation de la réduction de charge d'une étape pour l'élimination des micropolluants avec l'ammonium comme substance indicatrice représentative des micropolluants dissous.

4.2.2 Méthode Q selon Metzger

4.2.2.1 Méthode

Lors du symposium sur le charbon actif à Mannheim, Steffen Metzger de la Haute Ecole de Biberach a présenté une méthode de détermination du volume d'eaux usées à traiter [14]. Elle prévoit de déterminer le volume d'eaux usées à traiter en fonction du volume d'entrée hydraulique de la STEP (Figure 10). Une partie des eaux usées n'est pas traitée et contourne l'étape d'adsorption par un bypass.

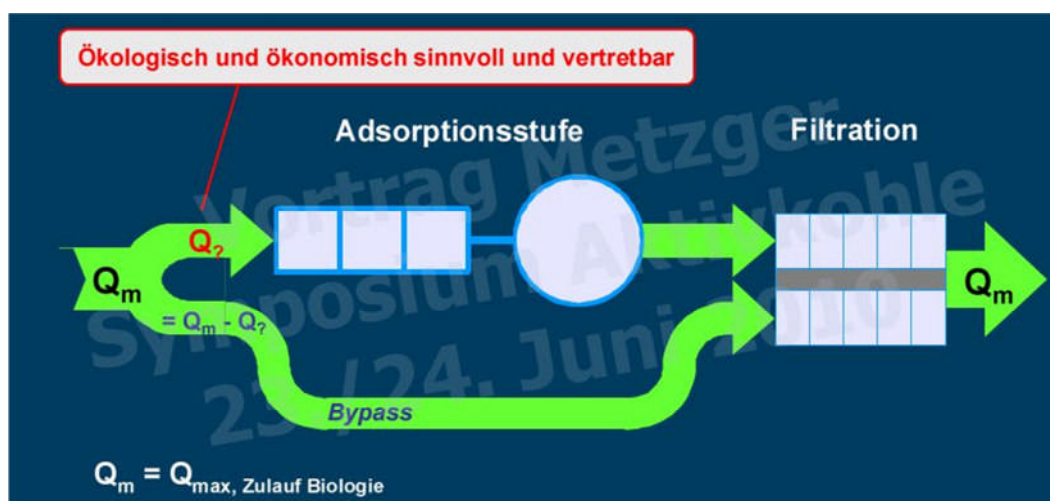


Figure 10: Méthode Q selon Metzger de [14] – Disposition¹

¹ « ökologisch und ökonomisch sinnvoll und vertretbar » = « écologiquement et économiquement judicieux et réalisable »

Adsorptionsstufe = étape d'adsorption,

$Q_{\text{max, Zulauf Biologie}} = Q_{\text{max, entrée biologie}}$

En fonction des volumes d'entrée mesurés, la part de différents volumes d'eaux usées pouvant être traitée est déterminée par rapport au volume d'entrée annuel total (Figure 11).

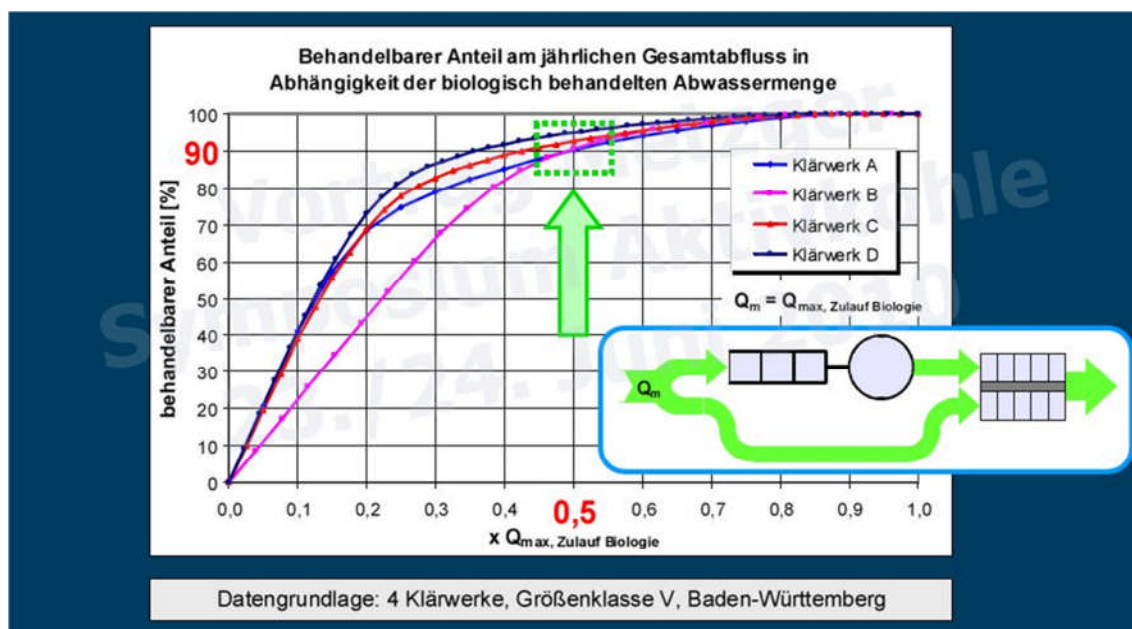


Figure 11: Méthode Q selon Metzger de [14] – Résultat²

Les installations qu'il a étudiées en Allemagne montrent qu'environ $0,5 Q_{\max \text{ entrée biologie}}$ devrait être traité pour traiter 90% du volume d'eaux usées annuel.

² « Behandelbarer Anteil am jährlichen Gesamtabfluss in Abhängigkeit der biologisch behandelten Abwassermenge » = « Part du volume total annuel pouvant être traitée en fonction du volume d'eau usées traité biologiquement »,
 « behandelbarer Anteil [%] » = « part pouvant être traitée »
 « Datengrundlage ; 4 Klärwerke, Größenklasse V, Baden-Württemberg » = « Base de données, 4 STEP, classe de taille V, le Bade-Wurtemberg »

4.2.2.2 Résultats

La méthode Q selon Metzger a été évaluée avec les valeurs journalières moyennes pour huit STEP suisses (Figure 12).

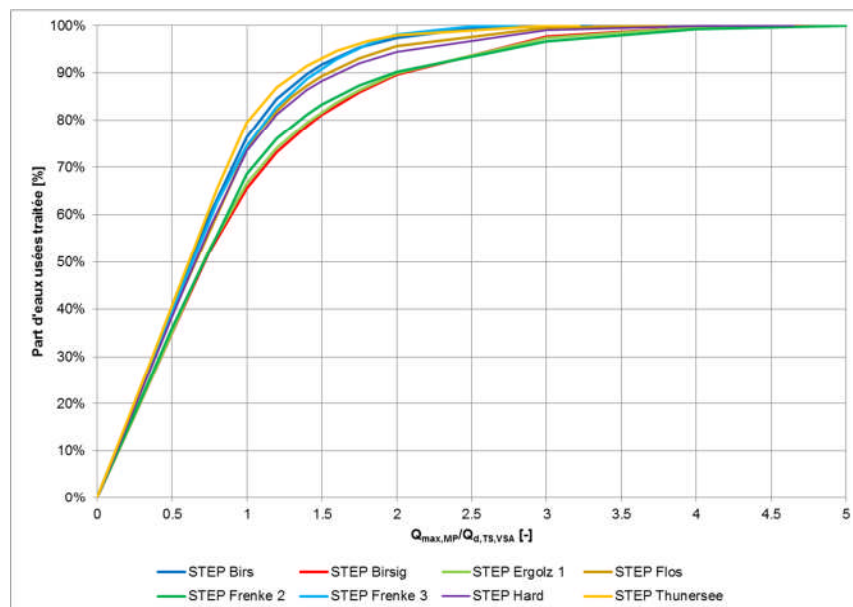


Figure 12: Part d'eaux usées traitée en fonction de $Q_{\max,MP}$ par rapport à $Q_{d,TS,VSA}$

L'évaluation montre deux catégories de STEP:

- Les STEP qui, dès $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$, peuvent traiter environ 90% du volume d'eaux usées annuel (STEP Birs, Ergolz 1, Flos, Frenke 3, STEP Hard et STEP du lac de Thoue)
- Les STEP qui peuvent traiter environ 90% du volume d'eaux usées annuel à partir de $2 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ seulement (STEP Birsig, Ergolz 1 et Frenke 2)

Ces deux groupes sont constitués en raison de la différence des volumes d'entrée maximaux entre les STEP (Tableau 3). La STEP Birsig, la STEP Ergolz 1 et la STEP Frenke 2 ont un rapport Q_{\max} à Q_{TS} nettement plus élevé que les autres STEP. Selon son rapport $Q_{\max}/Q_{d,TS,VSA}$, la STEP Hard serait une STEP qui appartiendrait au deuxième groupe et constitue une exception au comportement présenté ci-dessus.

Tableau 3: Débit de temps sec et volume d'eaux usées maximal de différentes STEP suisses

STEP		$Q_{d,TS,VSA}$	Q_{\max}	$Q_{\max}/Q_{d,TS,VSA}$
Birs	[m ³ /d]	22'697	73'410	3.23
Birsig	[m ³ /d]	6'614	32'667	4.94
Ergolz 1	[m ³ /d]	7'938	36'190	4.56
Flos	[m ³ /d]	9'053	34'892	3.85
Frenke 2	[m ³ /d]	1'937	9'893	5.11
Frenke 3	[m ³ /d]	3'379	9'893	2.93
Hard	[m ³ /d]	50'780	175'790	3.46
Thunersee	[m ³ /d]	31'635	101'915	3.22

Le rapport de $Q_{TS, pointe}/Q_{d, TS, VSA}$ se situe en général dans une tranche de 1,3 à env. 1,7. Comme les stations d'épuration sont souvent conçues selon $Q_{max} = 2 \cdot Q_{TS, pointe}$, le rapport $Q_{max}/Q_{d, TS, VSA}$ doit être d'environ 3. Cela signifie que plusieurs des STEP présentées dans le tableau 3 traitent relativement beaucoup d'eau mélangée pour différentes raisons.

Habituellement, cette méthode de Metzger est réalisée avec des mesures horaires. Cependant, ces valeurs n'existent pas en nombre suffisant dans les jeux de données étudiés. Par l'utilisation des valeurs journalières, le volume effectif d'eaux usées traité est surévalué d'environ 3-5% par rapport aux valeurs d'1h (dans la tranche de $Q_{d, TS, VSA}/Q_{max, MP} = 1$ à 2) (Figure 13).

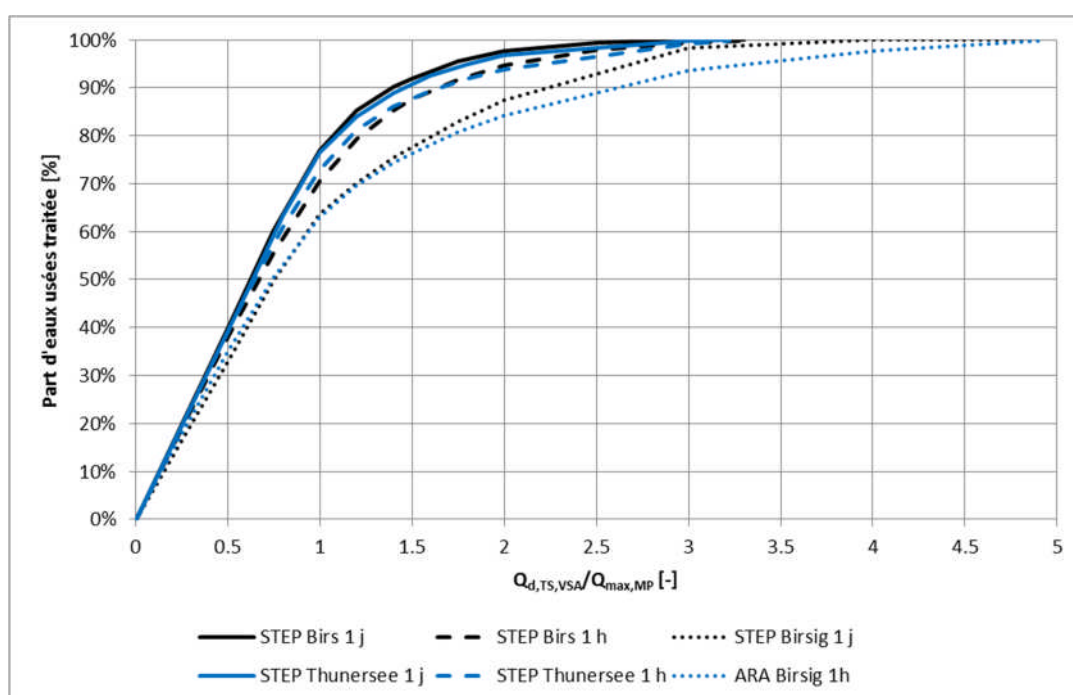


Figure 13: Evaluation du volume d'eaux usées traité par heure et par jour pour deux STEP

4.2.2.3 Discussion

La comparaison des STEP avec la méthode Q selon Metzger n'est possible que si toutes les STEP ont le même rapport $Q_{max}/Q_{d, TS, VSA}$.

Pour les STEP présentant un faible rapport $Q_{max}/Q_{d, TS, VSA}$, 90% du volume d'eaux usées annuel peut être traité dès $1,5 \cdot Q_{d, TS, VSA}$. Pour les STEP présentant un rapport $Q_{max}/Q_{d, TS, VSA}$ élevé, ceci n'est possible qu'à partir d'un traitement de $2 \cdot Q_{d, TS, VSA}$.

Cette méthode Q se base exclusivement sur le volume d'eaux usées. La réduction de charge et l'influence sur le milieu récepteur ne sont pas évaluées avec cette méthode.

4.2.3 Méthode du bassin versant

Un critère permettant de choisir les STEP qui doivent prendre des mesures concernant les micropolluants est la part d'eaux usées cumulée dans le milieu récepteur d'une STEP.

Différentes substances (micropolluants) ont été mesurées à la sortie de STEP (Tableau 4) pour l'étude «Concept pour l'évaluation de la qualité de l'eau en termes de micropolluants dans les eaux usées communales et proposition de micropolluants pertinents pour la gestion des cours d'eau en Suisse» [15]. De plus, cette étude définit des critères de qualité chroniques, qui ne doivent pas être dépassés pour différentes substances dans les eaux superficielles et souterraines.

Tableau 4: Concentration moyenne de différents composés traces à la sortie des stations d'épuration selon Götz et al. [16]. Critères de qualité chroniques de divers micropolluants selon le Centre Ecotox [17].

Nom de la substance	Écoulement moyen de la STEP selon [16]	Proposition de CQC selon [17]	Rapport effluent STEP/CQC
	[ng/l]	[ng/l]	[-]
17-α-éthinyloestradiol	2	0.03	66.7
Aténolole	843	150'000	0.0056
Azithromycine	175	90	1.9
Carbamazépine	482	500	1.0
Clarithromycine	276	60	4.6
Diclofénac	647	50	12.9
Ibuprofène	394	300	1.3
Sulfaméthoxazole	238	600	0.40
Triméthoprim	100	60'000	0.002
Benzotriazole	12'881	30'000	0.43
Méthylbenzotriazole	1'140	75'000	0.02
EDTA	20'930	2'200'000	0.01
NTA	5'370	190'000	0.03

Pour évaluer la pertinence d'une substance, on analyse le rapport entre la concentration moyenne mesurée à la sortie de la STEP et le critère de qualité chronique (CQC) (Tableau 4). Un rapport très élevé, nettement supérieur à 1, montre que le critère de qualité est largement dépassé.

Le Tableau 4 montre que le rapport de 17- α -éthinyloestradiol est le plus élevé. Cette substance n'est toutefois pas idéale pour la modélisation, car l'objectif de qualité chronique du 17- α -éthinyloestradiol est inférieur à la limite actuelle de quantification analytique. Après le 17- α -éthinyloestradiol, le diclofénac présente, avec 12,9, le deuxième plus gros rapport entre la concentration de sortie de STEP et l'objectif de qualité chronique. Un respect de l'objectif de qualité du diclofénac indique donc qu'à part le 17- α -éthinyloestradiol, tous les autres objectifs de qualité du tableau 4 sont respectés, dans la mesure où les autres substances «critiques» sont éliminées dans des quantités comparables au diclofénac.

Il s'est avéré que le diclofénac (DCF) ne subit presque pas de transformation dans les cours d'eau suisses et se prête donc bien à la modélisation [18]. Les mesures

dans les STEP suisses permettent d'admettre une charge spécifique de $180 \mu\text{g}/(\text{E} \cdot \text{d})$ de diclofénac déversée à la sortie d'une STEP [19].

Modélisation

Suite aux réflexions du chapitre précédent, la concentration de diclofénac dans le milieu récepteur après le lieu de déversement de la STEP est modélisée en prenant en compte les STEP en amont. Pour ce calcul, on utilise comme données de référence les habitants du bassin versant de la STEP étudiée, le nombre d'habitants de la STEP en amont du milieu récepteur, ainsi que le débit de la STEP et du milieu récepteur.

Dans la Figure 14, le bassin versant de la STEP Ergolz 1 à Sissach, qui devrait prendre des mesures en raison de sa taille et de la part d'eaux usées, est présenté en exemple. Les STEP en amont, qui déversent dans les eaux superficielles et souterraines avant la STEP à étudier, sont également prises en compte pour la détermination de la concentration en diclofénac.

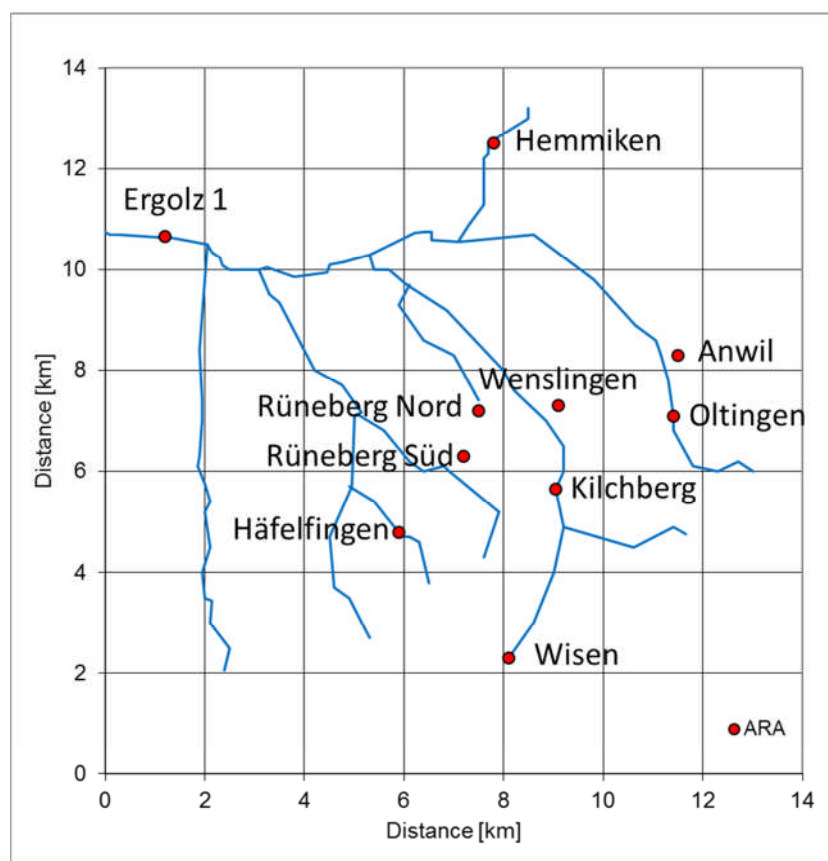


Figure 14: Modélisation du bassin hydrographique

Le point de déversement de la STEP Ergolz 1 se trouve à Sissach. Dans l'ensemble du bassin hydrographique, il existe neuf petites stations d'épuration qui ne disposent pas d'une étape d'élimination des micropolluants. Pour cette raison, le milieu récepteur est déjà chargé en diclofénac avant le point de déversement de la STEP Ergolz 1. La charge déversée par les STEP en amont est déterminée par le nombre d'habi-

tants raccordés (Formule 2).

Formule 2: Détermination de la concentration de diclofénac dans le milieu récepteur

$$F_{DCF,STEP} = Nb \text{ Habitants} \cdot Charge \text{ Spec.}$$

$$Charge \text{ Spec.} = 180 \mu g/E/d$$

La concentration en aval du point de déversement est donc déterminée par la charge des STEP en amont, par la charge déversée par la STEP Ergolz 1 et par le débit d'eau du milieu récepteur (Formule 3).

Formule 3: Détermination de la concentration de diclofénac dans le milieu récepteur

$$C_{DCF,Milieu \text{ Récepteur}, après \text{ STEP}} = \frac{F_{DCF,avant \text{ STEP}} + F_{DCF,STEP}}{Q_{Milieu \text{ Récepteur}, après \text{ STEP}}}$$

L'écoulement d'Ergolz est mesuré en aval de la STEP Ergolz 1.

4.2.4 Résultats de la méthode du bassin versant

La modélisation du bassin versant a été réalisée pour quatre STEP de différentes tailles de construction et de bassin versant (Tableau 5).

Tableau 5: Données concernant les STEP [1,20,21,22]

	Capacité [EH]	Habitants raccordés [H]	Bassin versant du cours d'eau récepteur [km ²]
STEP Birsig	30'000	23'493	27
STEP Ergolz 1	40'000	27'662	141
STEP Frenke 2	8'000	5'322	13
STEP Hard	180'000	123'535	342

Dans la Figure 15, la part d'eaux usées locale de la STEP Ergolz 1 à Sissach est représentée en exemple. La part d'eaux usées locale (sans les eaux usées de la STEP en amont) est en partie nettement supérieure à 10% (Figure 15). Surtout pendant les périodes de sécheresse, la dilution dans l'Ergolz est faible.

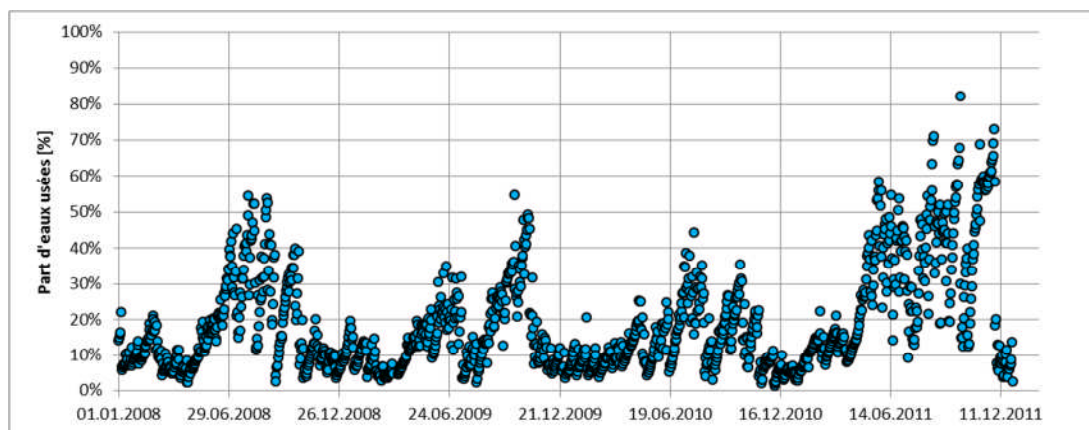


Figure 15: Part d'eaux usées locale dans le milieu récepteur de la STEP Ergolz 1

Cette part importante d'eaux usées se reflète également dans les concentrations de diclofénac dans le milieu récepteur (Figure 16). Une capacité d'élimination de la STEP de 80%, étape d'élimination des micropolluants incluse, a été choisie pour déterminer la concentration de diclofénac dans le milieu récepteur.

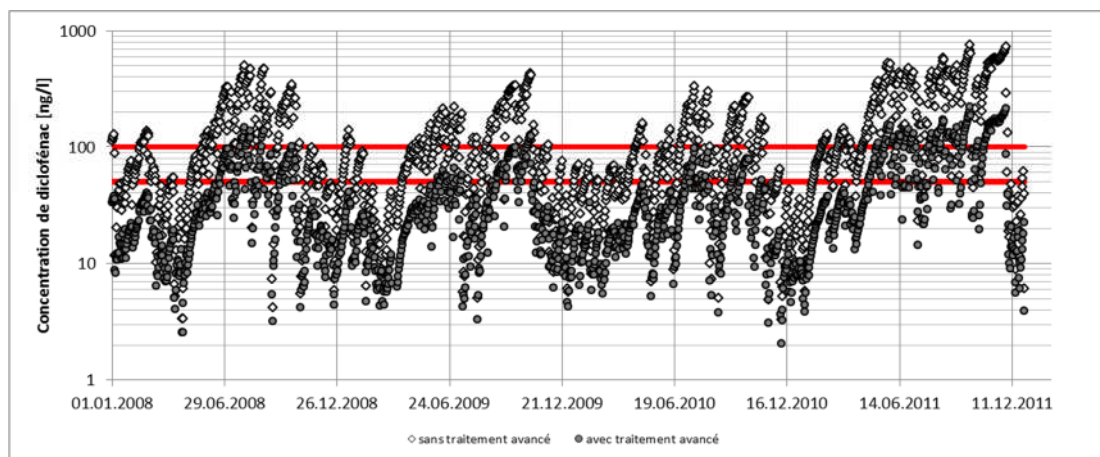


Figure 16: Concentration calculée de diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Ergolz 1 avec (gris) et sans (blanc) élimination des micropolluants (hypothèses: capacité d'élimination de 80%, volume d'eaux usées traité $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$)

La concentration résultante de diclofénac dans le milieu récepteur a été calculée en fonction de différents débits de dimensionnement de l'étape de traitement des micropolluants (Figure 17). La recommandation pour l'objectif de qualité chronique du Centre d'écotoxicologie appliquée est de $50 \text{ ng}_{DCF}/\text{l}$. Dans l'UE, la valeur recommandée est de $100 \text{ ng}_{DCF}/\text{l}$. Les deux valeurs sont reportées sur la figure pour évaluer la probabilité de dépassement de différents débits de dimensionnement.

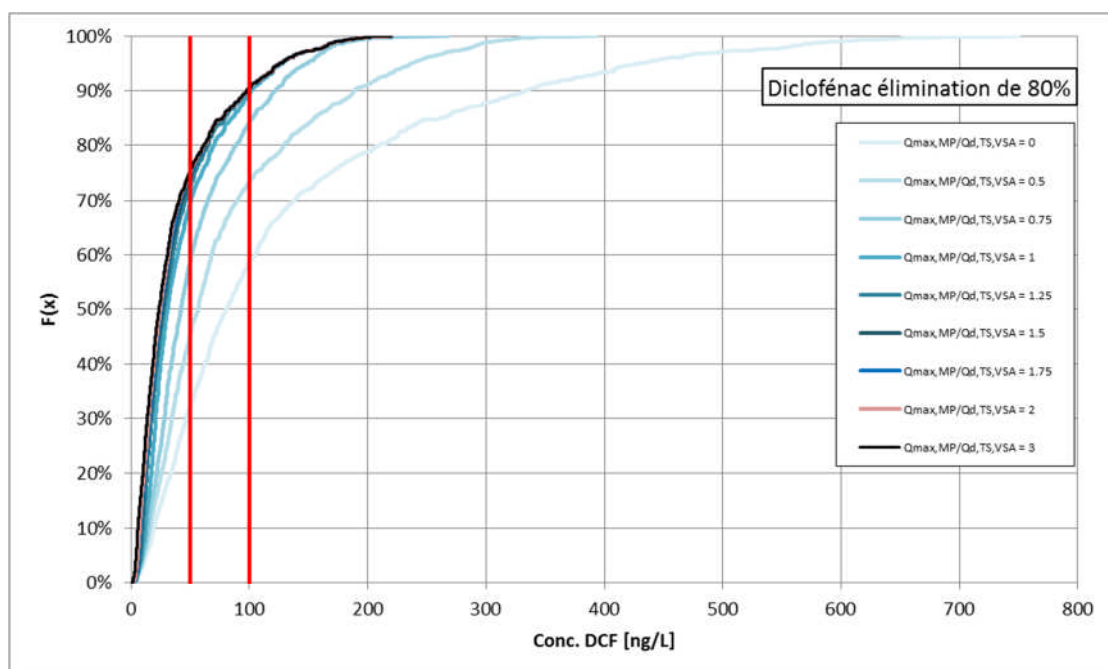


Figure 17: Répartition cumulée de la concentration de diclofénac dans le milieu récepteur pour différents volumes d'eaux usées maximaux choisis – STEP Ergolz 1

La répartition cumulée des concentrations de diclofénac dans le milieu récepteur, sans traitement plus approfondi (courbe bleu clair) montre que, dans 60% des cas, le critère de qualité chronique de l'UE de 100 ng_{DCF}/l est respecté. Le critère de qualité chronique de 50 ng_{DCF}/l proposé par le Centre Ecotox n'est respecté que dans 30% des cas.

Pour rester en-dessous du critère de qualité chronique de 100 ng_{DCF}/l dans 90% des cas, il faudrait traiter au minimum $Q_{d,TS,VSA}$. Avec un critère de qualité de 50 ng_{DCF}/l, un traitement de $Q_{d,TS,VSA}$ permet de maintenir la concentration de diclofénac en-deçà du seuil dans 70% des cas.

L'évaluation montre, qu'indépendamment de l'objectif de qualité, les concentrations de diclofénac dans le milieu récepteur peuvent être réduites de façon significative, jusqu'à un débit de dimensionnement de $Q_{d,TS,VSA}$, en traitant un plus grand volume d'eaux usées. A partir de $Q_{d,TS,VSA}$, le volume d'eaux usées traité ne joue pratiquement plus aucun rôle.

Cette évaluation a été réalisée pour trois autres installations. Les résultats sont présentés dans l'Annexe 1

4.2.5 Discussion sur la méthode du bassin versant

L'évaluation de la concentration cumulée de diclofénac montre que, pour toutes les STEP étudiées, le volume d'eaux usées traité supplémentaire n'a aucun impact sur les eaux superficielles et souterraines au-delà de $Q_{d,TS,VSA}$. La concentration résultante de diclofénac dans le milieu récepteur pourrait seulement être réduite par une performance d'élimination accrue de l'étape d'élimination des micropolluants.

L'élimination des micropolluants dans les STEP peut nettement réduire la concentration de diclofénac dans les milieux récepteurs. Cependant, le CQC peut être momentanément dépassé en aval de la STEP même en cas d'élimination maximale en raison de la charge en amont.

La concentration dans le milieu récepteur est influencée par divers paramètres:

- Nombre d'habitants raccordés à la STEP
- Débit d'eaux usées dans le milieu récepteur
- Taille des STEP sans étape MP dans le bassin hydrographique
- Conditions météorologiques (précipitations, sécheresse)
- Propriétés du bassin hydrographique (comportement d'écoulement)

C'est avant tout le volume d'eaux usées dans le milieu récepteur qui est déterminant pour la concentration résultante. La concentration de diclofénac augmente par temps chaud et sec en raison de la dilution plus faible. Des écotoxicologues devront dire si ces variations saisonnières sont problématiques.

4.3 Méthode de l'ammonium

La méthode développée dans le prochain chapitre analyse la charge de composés traces éliminés en fonction du volume d'eaux usées traité.

Le volume d'eaux usées maximal à traiter est déterminé, dans cette méthode, à l'aide des volumes d'eaux usées mesurés et de la charge en ammonium à l'entrée de la STEP.

Dans cette réflexion, l'ammonium est considéré comme représentatif des micropolluants dissous à l'entrée de la STEP. Une étude de l'OED de Berne sur les eaux de l'Urtenen a montré qu'en cas de pluie, la pointe d'ammonium surgit en même temps que celle de caféine (Figure 18). Bürge et al. [24,25] ont démontré que la caféine peut être utilisée comme substance indicatrice des eaux usées non traitées dans les eaux superficielles et souterraines. La caféine ne peut plus être décelée à la sortie d'une STEP car elle est dégradée lors du traitement des eaux usées. La caféine dans les cours d'eaux provient, par temps de pluie, d'un déversement d'eaux mélangées dans les eaux superficielles. L'apparition simultanée des pointes d'ammonium et de caféine dans les eaux superficielles confirme que l'ammonium provient des eaux usées domestiques et qu'il peut être utilisé comme substance représentative pour l'évaluation de la charge de certains micropolluants à l'entrée d'une STEP (par ex. des résidus de médicaments, des compléments alimentaires).

Cette hypothèse ne peut pas s'appliquer aux substances et matières entraînées par la pluie et qui n'arrivent pas dans les canalisations via l'urine (par ex. produits ménagers, produits phytosanitaires, etc.). Des mesures dans la STEP Flos à Wetzikon ont pu confirmer que les concentrations de médicaments destinés à l'homme (par ex. le diclofénac, le total du sulfaméthoxazole et de l'acétylsulfaméthoxazole) à la sortie du traitement primaire sont en corrélation avec l'azote ammoniacal [26] mais pas avec le mécoprop, un pesticide utilisé par exemple comme protection anti-racines dans les étanchéités bitumineuses des toits plats.

Cette méthode a cependant l'avantage de ne pas nécessiter des mesures complexes de micropolluants à l'entrée de la STEP pour calculer la réduction de charges.

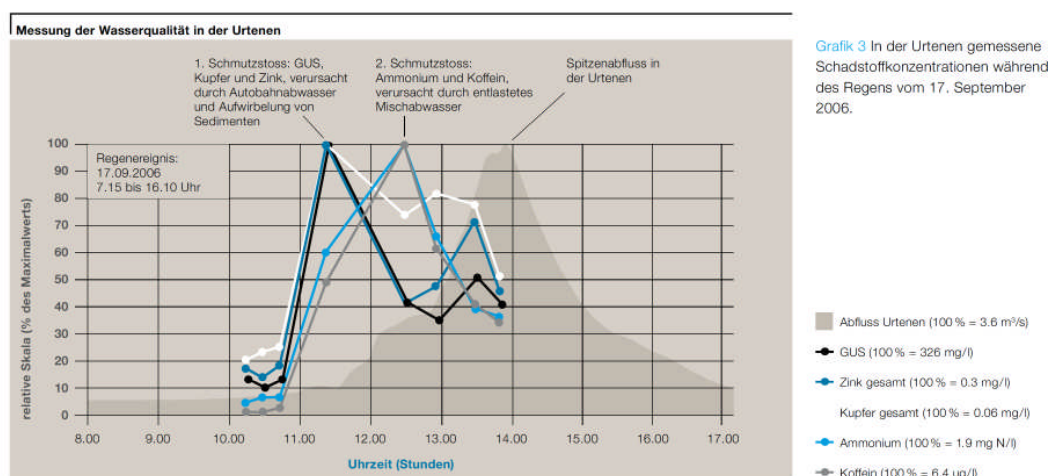


Figure 18: Evolution de la concentration d'ammonium par temps de pluie dans l'Urtenen [23]³

Modèle

Des mesures de concentration d'ammonium dans les eaux usées brutes et du débit entrant dans la STEP sont nécessaires pour la méthode avec ammonium. La concentration d'ammonium n'est pas mesurée quotidiennement dans la plupart des STEP suisses, ce qui signifie que la charge d'ammonium à l'entrée n'est pas disponible pour chaque jour. Il est important de contrôler que les échantillons utilisés ont été prélevés à des débits différents pour bien couvrir l'ensemble de la gamme d'entrées. A titre d'exemple, la Figure 19 montre que les données Q et concentrations NH₄-N utilisées pour la méthode de l'ammonium couvrent toute la gamme de données Q des STEP.

³ « Graphik 3, In der Urtenen gemessene Schadstoffkonzentrationen während des Regens vom 17. September 2006. » = « Graphique 3, concentration de polluants dans l'Urtenen mesurés pendant la journée de pluie du 17 septembre 2006. »

« Messung der Wasserqualität in der Urtenen » = « Mesure de la qualité de l'eau de l'Urtenen »

« Relative Skala (% des Maximalwerts) » = « échelle relative (% de la valeur maximale) »

« Regenereignis » = « événement de pluie »

« 1. Schmutzstoss : GUS, Kupfer, Zink, verursacht durch Autobahnabwasser und Aufwirbelung von Sediment » = « 1er pic de polluants: MES, cuivre et zinc entraînés par les eaux usées d'autoroute et la remise en suspension des sédiments »

« 2. Schmutzstoss: Ammonium und Koffein, verursacht durch entlastetes Mischabwasser » = « 2ème pic de pollution: ammonium et caféine entraînés par un déversement d'eaux usées mélangées »

« Spitzenabfluss der Urtenen » = « Pic de débit de l'Urtenen »

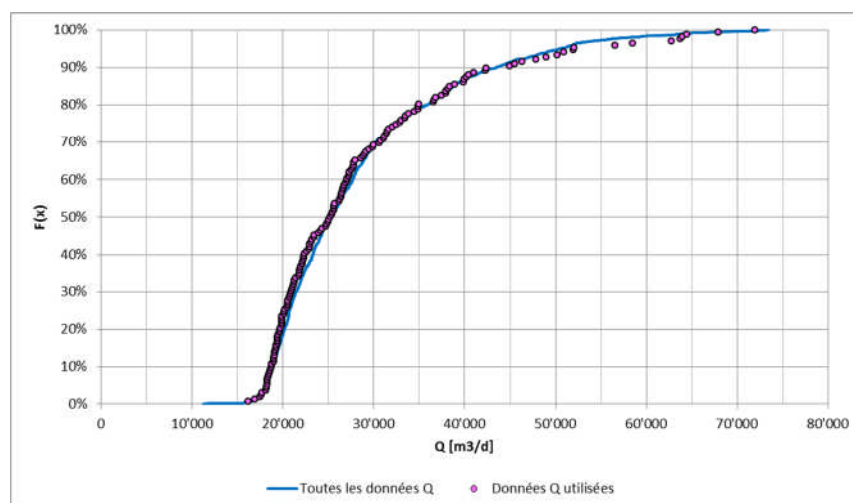


Figure 19: Mesure d'entrée quotidienne et mesure d'entrée utilisée (STEP Birs)

La charge d'ammonium à l'entrée est déterminée par les mesures d'ammonium existantes. Comme pour la méthode Q, une partie des eaux usées est traitée dans une étape d'élimination des micropolluants (Figure 20). Dans le modèle, cette étape a une capacité d'élimination admise de 80%.

La charge d'ammonium éliminée sur l'ensemble de l'installation est calculée pour chaque jour de mesure, en fonction du volume d'eaux usées à traiter $Q_{\max,MP}$, du volume d'eaux usées total traité biologiquement $Q_{\max,STEP}$, de la concentration de NH_4-N à l'entrée de la STEP et de la capacité d'élimination admise de 80% (voir page 36).

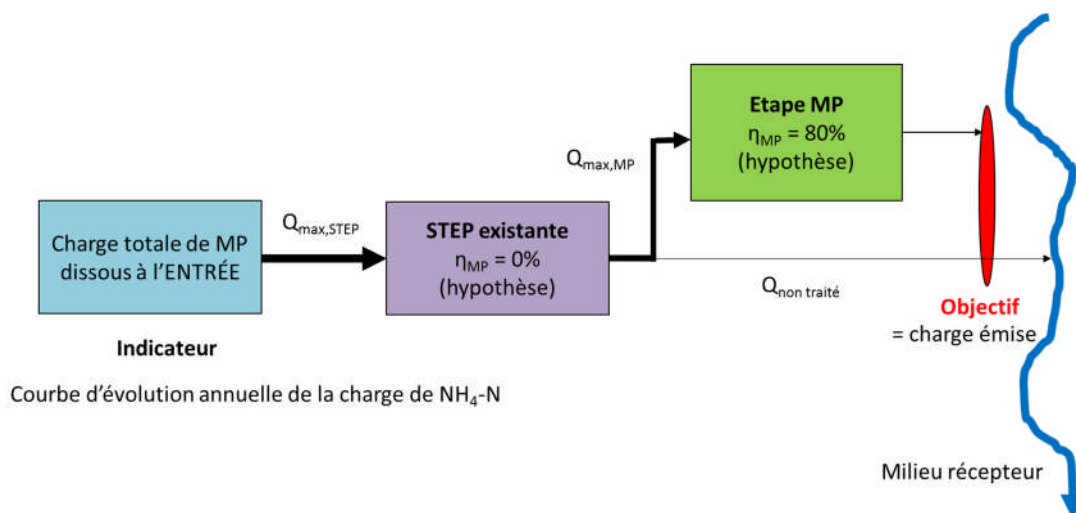


Figure 20: Schéma de la méthode de l'ammonium pour la détermination de la quantité Q

La réduction de la charge peut maintenant être déterminée pour différents volumes d'eaux usées traités.

- Si $Q < Q_{\max,MP}$, 80% de la charge d'ammonium est éliminée

$$F_{NH_4-N,Out} = (100 - \eta) \cdot Q \cdot C_{NH_4-N,in}$$

- Si $Q > Q_{\max,MP}$, la charge d'ammonium pour $Q_{\max,MP}$ est réduite à 80%, la charge d'ammonium restante n'est pas réduite

$$F_{NH_4-N,Out} = (100 - \eta) \cdot Q_{\max,MP} \cdot C_{NH_4-N,in} + (Q - Q_{\max,MP}) \cdot C_{NH_4-N,in}$$

L'élimination totale est calculée pour différents débits maximaux d'eaux usées traités ($Q_{\max,MP}$) dans l'étape d'élimination des micropolluants (Figure 21).

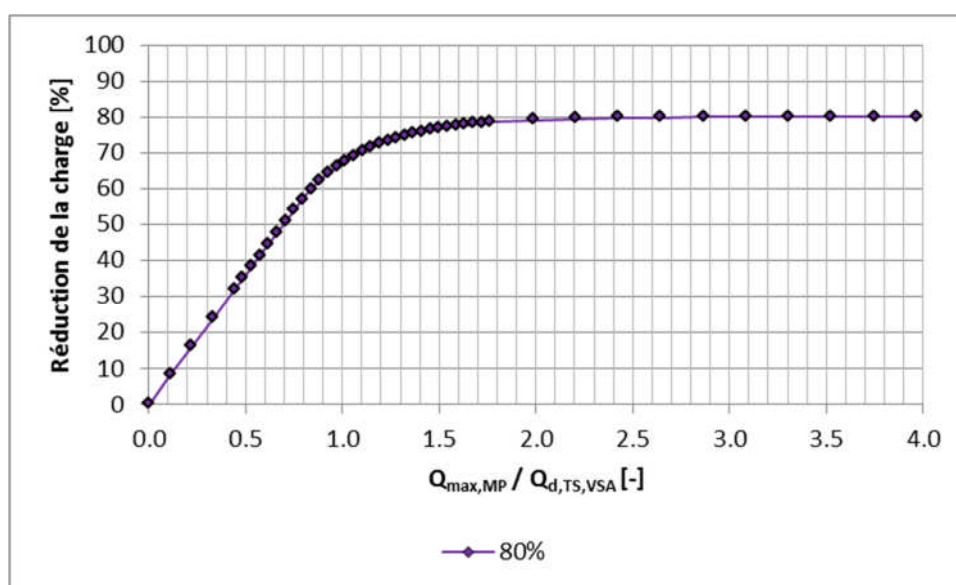


Figure 21: Réduction de la charge pour différents débits maximaux d'eaux usées traités (STEP Birs)

Pour un volume d'eaux usées maximal à traiter de $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ (env. 34'000 m³/d, exemple STEP Birs) et une capacité d'élimination de 80%, la charge totale annuelle peut être réduite d'environ 77%. Une augmentation du volume d'eaux usées maximal traité n'apporte pas d'accroissement significatif de la réduction de la charge.

La Figure 22 présente la charge d'ammonium à l'entrée de la STEP, et après une élimination de 80% avec un volume d'eaux usées maximal de $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ (34'000 m³/d). On voit nettement qu'avec des volumes d'eaux usées supérieurs à $Q_{\max,MP}$, la charge à la sortie de la STEP est plus dispersée.

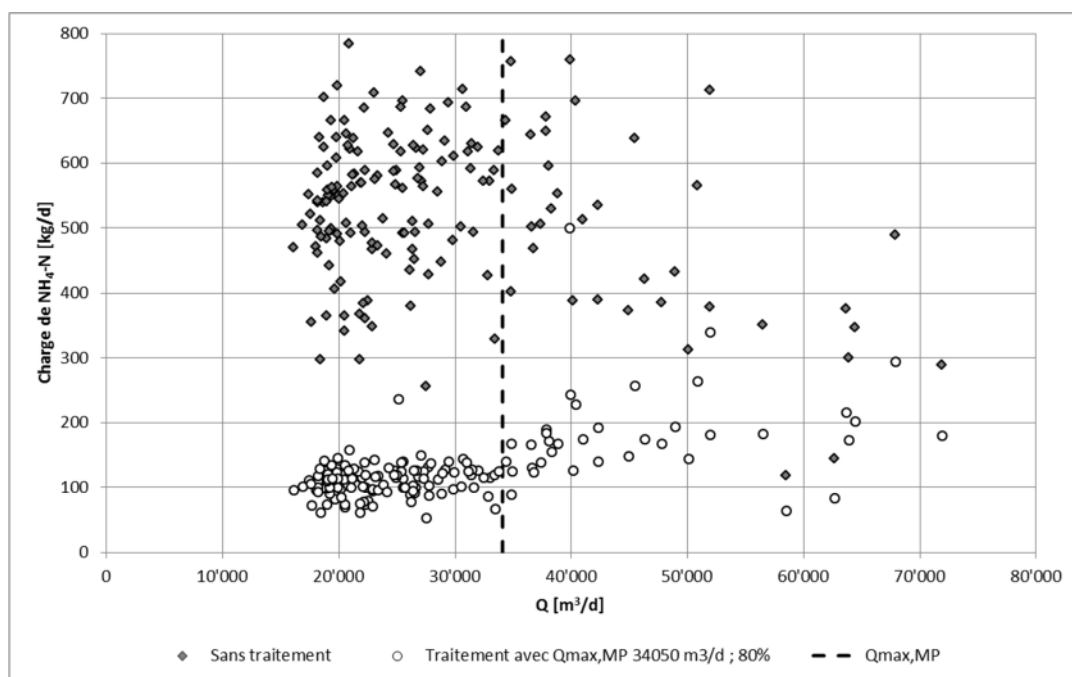


Figure 22: Charge d'ammonium à l'entrée de la STEP et après une élimination de 80% jusqu'à max. $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$

Cette évaluation selon la méthode de l'ammonium a été réalisée avec les données de six STEP suisses en tout (Figure 23).

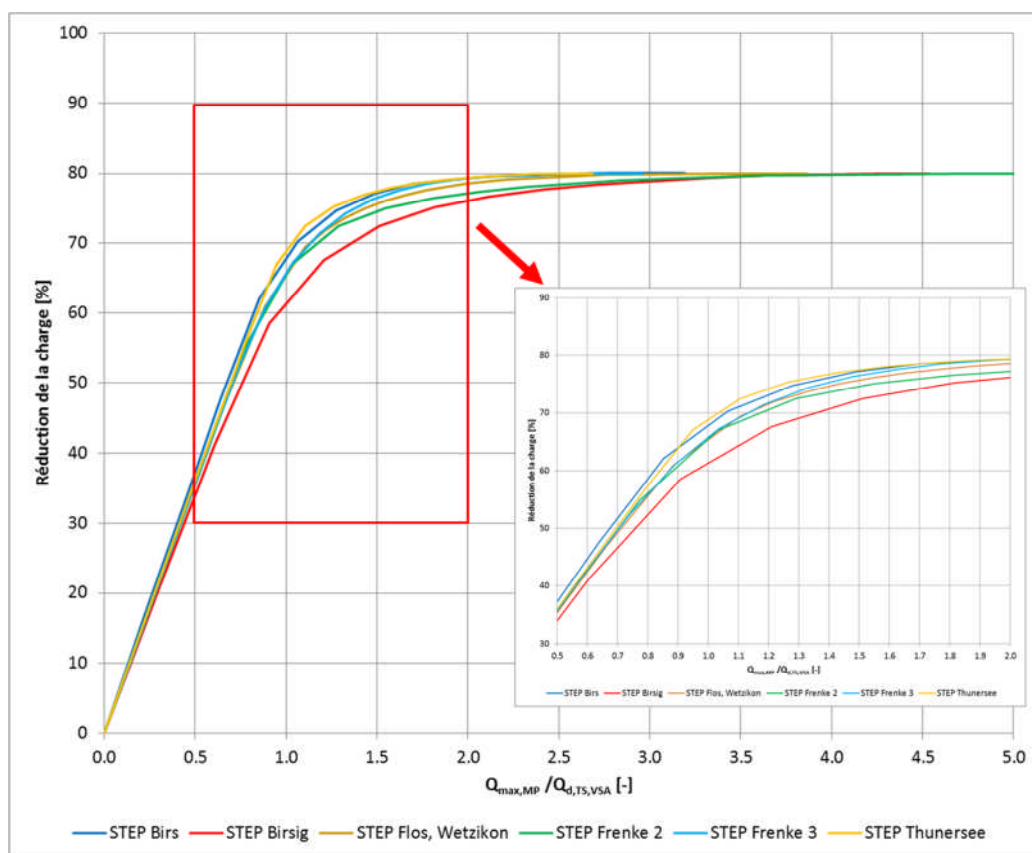


Figure 23: Réduction de la charge pour différents $Q_{max,MP}/Q_{d,TS,VSA}$ de STEP suisses.

L'axe x correspond au rapport entre le volume d'eaux usées maximal traité dans l'étape MP $Q_{\max,MP}$ et le débit par temps sec $Q_{d,TS,VSA}$ (calculé selon la méthode des indicateurs VSA). L'axe y correspond à la réduction de charge pendant toutes les années de données évaluées. En raison de l'hypothèse selon laquelle 80% maximum de la charge peut être éliminée dans l'étape MP, cette valeur ne peut pas être dépassée.

La tranche importante de $0,5$ à $2 \cdot Q_{\max,MP}/Q_{d,TS,VSA}$ est présentée en gros plan dans la Figure 23.

Pour mieux visualiser les courbes, la courbe a été dérivée numériquement (Figure 24). La plus grande augmentation se situe entre environ $0,75$ et $1,25 \cdot Q_{\max,MP}/Q_{d,TS,VSA}$. Ensuite, la courbe s'aplatit.

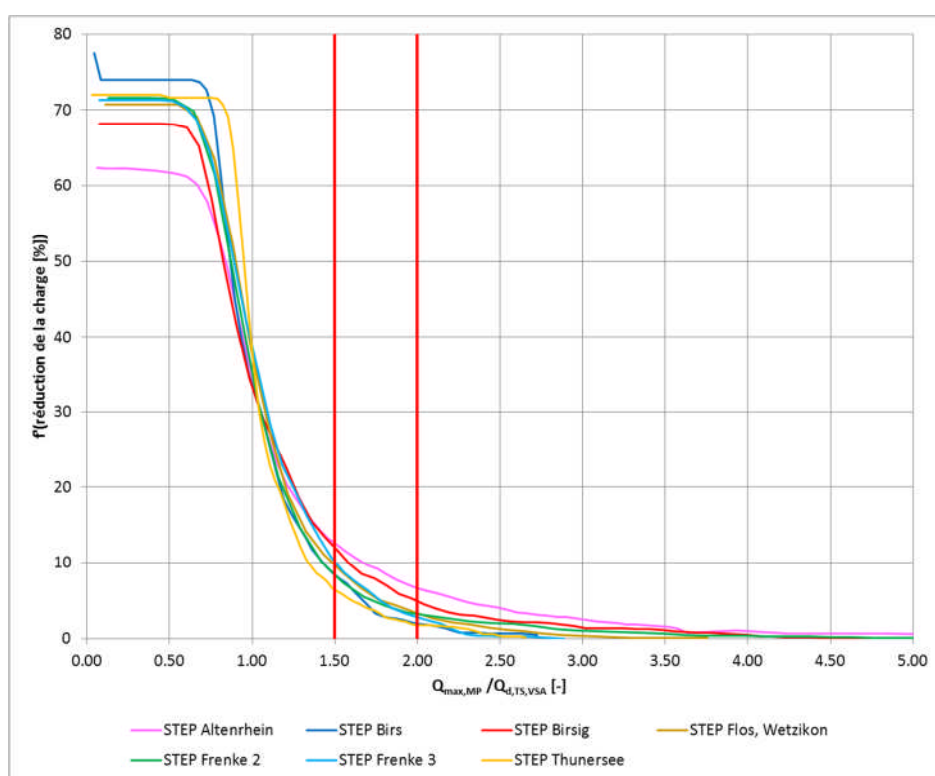


Figure 24: Première dérivée de la réduction de charge $F(x)$

4.3.1 Discussion sur la méthode avec ammonium

Le tracé de la courbe de réduction de la charge en fonction du volume d'eaux usées montre que:

- à partir de $Q_{\max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = \text{env. } 1$, il y a dilution par les eaux de pluie. La réduction de la charge en fonction du volume d'eaux usées diminue.
- Afin de réduire un maximum de charge pour un petit volume d'eaux usées traité, le volume d'eau pour le dimensionnement devrait se situer entre $Q_{\max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 1,5$ et $Q_{\max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 2$ pour la plupart des installations. Le résultat concorde étroitement avec celui de la méthode Q .
- Avec un volume traité supérieur à $2 Q_{d,TS,VSA}$, déjà plus de 75% de la charge est

éliminée dans toutes les STEP selon l'hypothèse d'une élimination maximale possible de 80%. Pour une élimination de charge annuelle moyenne de 80%, il faudrait donc atteindre, avec un traitement d'un débit partiel de $2 Q_{d,TS,VSA}$, environ 85% d'élimination dans l'étape MP. En réalité, l'étape biologique contribue évidemment déjà à une élimination significative des différents micropolluants.

4.4 Discussion sur la détermination des eaux usées à traiter

Différentes méthodes de détermination des eaux usées à traiter ont été présentées. Ces trois méthodes couvrent différents aspects comme l'influence du milieu récepteur et l'évaluation de la réduction de la charge.

Les trois méthodes donnent des résultats différents (Figure 25). Généralement, le traitement d'un volume d'eaux usées maximal d'au moins $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ est judicieux. Selon l'installation et le bassin hydrographique correspondant, plus d' $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ devrait être traité.

Méthode Q	Bassin versant	Méthode de l'ammonium
<ul style="list-style-type: none"> Les STEP ne sont comparables que si toutes les STEP ont le même rapport $Q_{max}/Q_{d,TS,VSA}$ 90% des eaux usées totales doivent être traitées <ul style="list-style-type: none"> $1,5 Q_{d,TS,VSA}$ installation à $Q_{max}/Q_{d,TS,VSA}$ faible $2 Q_{d,TS,VSA}$ installation $Q_{max}/Q_{d,TS,VSA}$ élevé La méthode n'apprend rien sur la charge traitée 	<ul style="list-style-type: none"> A partir de $Q_{d,TS,VSA}$, le volume maximale d'eaux usées traité ne joue plus aucun rôle pour les cours d'eau. Quelles concentrations de DCF sont acceptables dans les cours d'eau et pour quelle durée? Des étés chauds et secs provoquent de fortes concentrations de DCF dans les cours d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> A partir de $Q_{max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 1$, la dilution par l'eau de pluie commence L'objectif est de réduire un maximum de charge avec un débit $Q_{max,MP}$ aussi faible que possible <ul style="list-style-type: none"> Le facteur devrait se situer entre $Q_{max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 1$ et $Q_{max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 2$ $Q_{max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 1,5 - 2$ semble idéal <ul style="list-style-type: none"> Pour les STEP étudiées, la diminution est de plus de 70-75%

Figure 25: Comparaison des résultats des trois méthodes Q

Il est à noter que, dans les situations suivantes, les différentes méthodes d'évaluation du volume d'eaux usées doivent être comparées de façon détaillée:

- En cas de mesures importantes pour le traitement d'eaux mélangées dans le bassin hydrographique de la STEP. Après les pluies, de grandes concentrations s'écoulent encore à la STEP pendant une période relativement longue. Ainsi, on

tend à devoir traiter plus d' $1.5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$.

- Pour les installations à boues actives avec des âges de boues très élevés. De par l'effet de stockage des micropolluants dissous dans le bassin à boues activées, des eaux usées concentrées contournent l'étape d'élimination des micropolluants, en cas de pluie, si le débit de dimensionnement est trop faible.
- Pour les installations présentant des variations extrêmes de débit en période sèche. Il faut veiller à ce qu'il n'y ait pas de déversement par temps sec.
- Pour les installations présentant un très mauvais comportement de dilution dans le milieu récepteur.
- Pour les installations à variations de Q et de charge saisonnières (par ex. STEP en zone touristique).

La courbe d'évolution du débit journalier doit également être prise en compte pour la détermination du volume d'eaux usées à traiter ($Q_{max,MP}$). **Par temps sec, la pointe journalière doit pouvoir être traitée en totalité dans l'étape MP.**

Une analyse détaillée à l'aide d'une simulation dynamique peut aider à prendre en compte, lors de la planification de l'installation, les effets dynamiques tels que le lessivage de micropolluants hors de la biologie et de la décantation secondaire. Dans le traitement de débits partiels, une charge significative peut ainsi être déviée via le bypass par temps de pluie. De plus, la simulation dynamique permet de vérifier pendant combien de jours le débit de dimensionnement de l'étape MP est dépassé.

Suite aux résultats de cette étude, une hypothèse d' $1,5 Q_{d,TS,VSA}$ a été choisie comme «variante de base» pour l'étude de coûts suivante.

5 PRINCIPES DE BASE POUR LE CALCUL DES COÛTS

5.1 Principes de dimensionnement

Les valeurs de dimensionnement suivantes ont été déterminées pour cette étude par l'équipe de projet. **Il ne s'agit pas en l'occurrence d'une recommandation générale pour le dimensionnement des étapes de traitement des micropolluants**, mais d'un exemple de dimensionnement permettant de mettre en avant les variations de coûts liées à différentes hypothèses.

5.1.1 Classes de tailles

Les coûts spécifiques et les exigences de redondance diffèrent selon la taille de la station d'épuration. Afin d'illustrer un intervalle de tailles qui soit pertinent pour les installations, des classes de taille ont été définies dans Tableau 6. Comme la législation se réfère au nombre d'habitants (H), ces classes de taille ont été déterminées de la même façon.

Cinq installations ont été choisies parmi celles-ci pour le dimensionnement ainsi que pour le modèle de coûts. Comme aucunes données n'étaient disponibles pour les installations de la classe de 50'001-100'000 H, il a été décidé, en accord avec l'équipe d'accompagnement, d'utiliser la STEP Au d'une taille de 38'000 H. Les cinq STEP avaient déjà été étudiées lors de l'étude de coûts de 2008 [27]. Ainsi, des données solides concernant les contraintes et les coûts sont disponibles (voir chapitre 7).

Le Tableau 6 présente, en plus des habitants raccordés, les EH, le débit temps sec ($Q_{d,TS,VSA}$) ainsi que le rapport $Q_{max}/Q_{d,TS,VSA}$. Contrairement aux installations étudiées au chapitre 4.1, ces rapports sont plutôt faibles.

Tableau 6: Classes de taille et stations d'épuration choisies pour le dimensionnement et le modèle de coûts.

Classes de tailles	STEP	H (état 2005)	EH (état 2005)	$Q_{d,TS,VSA}$	$Q_{max}/Q_{d,TS,VSA}$
5'000 - 10'000 H	Untersee	4'680	5'600	1'539	4.5
10'001 - 20'000 H	Aadorf	12'500	14'400	6'056	2.9
20'001 - 50'000 H	Furt	26'500	29'500	7'758	4.1
50'001 - 100'000 H	Au	38'000	66'000	16'211	3.2
100'001 - 200'000 H	Lucerne	150'000	225'000	75'623	2.7

5.1.2 Principaux généraux de dimensionnement

Dans le cadre du dimensionnement, des intervalles ont été définis pour les différents paramètres. Il s'agit d'étudier l'évolution des coûts annuels et d'investissement avec la variation des paramètres.

Débit eau usée Q

Pour le débit maximal d'eau usée à traiter par l'étape de traitement des micropolluants $Q_{\max,MP}$, quatre débits à étudier ont été définis:

- $Q_{\max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 1, 1,5 \text{ et } 2$
- et le cas maximal $Q_{\max,MP} = Q_{\max,STEP}$

Débit moyen d'eau usée $Q_{d,moyen,MP}$

Le débit d'eau usée moyen $Q_{d,moyen,MP}$ est utilisé pour déterminer les coûts d'exploitation annuels de différents procédés. Ce débit moyen d'eaux usées varie en fonction du débit maximal d'eau usée traité (Figure 26).

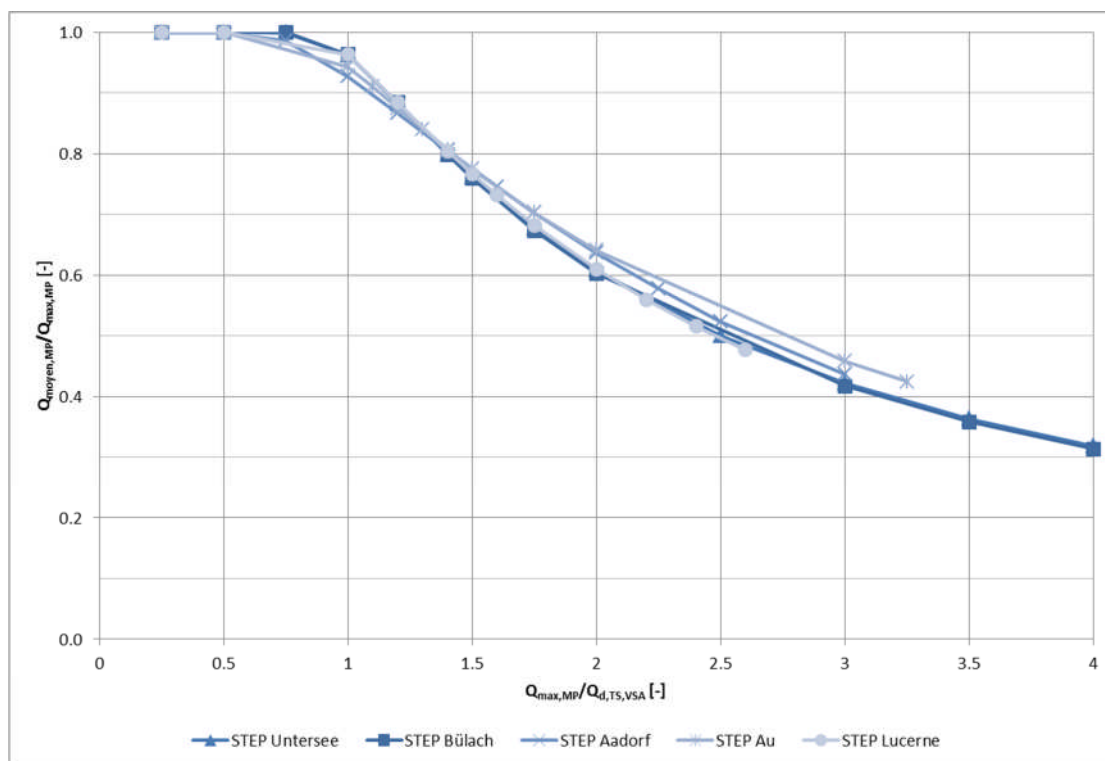


Figure 26: Comportement du débit moyen d'eau usée en cas de modification du débit maximal d'eau usée traité ($Q_{\max,MP}$)

Pour les cinq classes de taille, le débit moyen d'eau usée (Tableau 7) a été déterminé pour chacun des quatre débits étudiés ($Q_{\max,MP}/Q_{d,TS,VSA} = 1, 1,5, 2$ et $Q_{\max,MP} = Q_{\max,STEP}$).

Tableau 7: $Q_{\text{moyen,MP}}$ en fonction du débit maximal d'eau usée traité

Classes de taille	$Q_{\text{moyen,MP}}$ en fonction de			
	$Q_{d,TS,VSA}$	$1.5 Q_{d,TS,VSA}$	$2 Q_{d,TS,VSA}$	$Q_{\text{max,STEP}}$
	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]
5'000 - 10'000 H	1'480	1'759	1'871	1'959
10'001 - 20'000 H	5'614	7'035	7'711	7'927
20'001 - 50'000 H	7'474	8'836	9'350	9'723
50'001 - 100'000 H	15'287	18'839	20'779	22'338
100'001 - 200'000 H	72'861	86'964	92'211	93'725

Concentration en MES à la sortie de la décantation secondaire

La concentration en MES à la sortie de la décantation secondaire a une influence sur le procédé CAP. Avec une décantation secondaire qui fonctionne bien, des concentrations moyennes en MES de l'ordre de 10 mg/l peuvent être atteintes en sortie, avant le traitement des micropolluants. Une concentration en MES moyenne à la sortie de la décantation secondaire a été définie à 10 mg/l. Une valeur limite supérieure de 15 mg/l a été choisie pour la concentration en MES. La valeur inférieure a été fixée à 5 mg/l, car il est possible d'atteindre cette concentration à la sortie sans filtration avec de très bonnes décantations secondaires.

Concentration en NO₂-N à la sortie de la décantation secondaire

La concentration maximale de sortie autorisée en NO₂-N selon l'OEaux est de 0,3 mg/l (valeur indicative, limite supérieure). Avec une étape biologique qui fonctionne bien, il n'y a plus de nitrite mesurable à la sortie de la décantation secondaire. La limite inférieure est donc fixée à 0 mg/l. La valeur moyenne ne diffère pas de la valeur inférieure et est également définie à 0 mg/l.

Concentration en COD à la sortie de la décantation secondaire

La concentration moyenne en COD est fixée à 7 mg/l. La concentration supérieure en COD est de 10 mg/l et la concentration inférieure de 5 mg/l.

5.1.3 Procédé d'Ulm

Le procédé d'Ulm est composé d'une étape d'adsorption et d'une étape de sédimentation (chapitre 3.3). Les valeurs de dimensionnement présentées dans le Tableau 8 ont été utilisées pour le dimensionnement de ces étapes.

Tableau 8: Valeurs de dimensionnement choisies pour le procédé d'Ulm

Procédé d'Ulm		
Dosage CAP	[mg/l]	10, 15, 20
Dosage Fe	[mg/l]	4
Dosage flocculant polymère	[mg/l]	0.5
Etape d'asorption		
Concentration en matière sèche dans l'étape d'adsorption	[g/l]	3
Age des boues	[d]	2
Nombre de réacteurs	[Stk]	3
Temps de séjour	[min]	40
Sédimentation		
Forme		A courant transversal
Dimensionnement selon ATV A131		
Index de volume des boues	[ml/g]	120
Temps de séjour	[h]	3.5
Vitesse de surface de l'eau	[m/h]	1.25

5.1.4 Actiflo®Carb

Les valeurs de dimensionnement présentées dans le Tableau 9 ont été utilisées pour le dimensionnement de l'Actiflo®Carb.

Tableau 9: Valeurs de dimensionnement choisies pour Actiflo®Carb

ActifloCarb®		
Dosage VAP	[mg/l]	15, 20
Dosage Fe	[mg/l]	4
Dosage flocculant polymère	[mg/l]	0.5
Concentration en matière sèche	[g/l]	1.5
Réacteur CAP		
Temps de séjour hydraulique	[min]	14
Réacteur précipitation		
Temps de séjour hydraulique	[min]	6
Réacteur floculation		
Temps de séjour hydraulique	[min]	10
Sédimentation		
Vitesse de surface de l'eau	[m/h]	30

5.1.5 Dosage direct de charbon actif en poudre dans la biologie

Le dosage direct de charbon actif en poudre dans la biologie est étudié pour des concentrations de 20 mg_{CAP}/l, 25 mg_{CAP}/l et 30 mg_{CAP}/l (Tableau 10). Il a été admis que le dosage de précipitant réalisé dans le cadre de l'élimination du phosphate est suffisant pour former également des floccs de CAP.

Tableau 10: Valeurs de dimensionnement choisies pour le dosage direct de charbon actif en poudre dans la biologie

Dosage directe de CAP dans la biologie		
Dosage CAP	[mg/l]	20, 25, 30
Dosage flocculant polymère	[mg/l]	0.5

5.1.6 Ozonation avec filtre à sable bicouche en aval

L'ozonation avec filtre à sable bicouche en aval doit avoir un temps de séjour minimal de 20 minutes (Tableau 11). L'apport en ozone dépend de la concentration en COD et en nitrite à la sortie de la décantation secondaire. Pour définir la dose d'ozone, on admet un rapport de 0.8 g_{O3}/g_{COD} pour le COD et de 3,4 g_{O3}/g_{NO2-N} pour le nitrite.

Tableau 11: Valeurs de dimensionnement choisies pour l'ozonation

Ozonation		
Temps de séjour hydraulique pour Q _{max,MP}	[min]	20
Détermination de l'apport en ozone		
- DOC	[g _{O3} /g _{DOC}]	0.8
- NO ₂ -N	[g _{O3} /g _{NO2-N}]	3.4

5.1.7 Filtration

Le dimensionnement de la filtration a été inspiré de l'étude de coûts de Hunziker 2008 [27] (voir aussi chapitre 7.1.1). Dans ce modèle, une filtration a été dimensionnée pour chaque installation actuellement étudiée. Le dimensionnement dans [27] s'appuyait sur la réglementation allemande de l'ATV-A 203 («Filtration des eaux usées par filtre à lit profond après traitement biologique»). Le choix s'est porté sur des filtres à sable submergés à contre-courant. La filtration a été conçue pour une vitesse de filtration de 7,5 m/h avec Q_{80%} ou 15 m/h par Q_{max} (Tableau 25 de l'Annexe 2 montre le dimensionnement selon [27]).

Pour l'étude actuelle, les coûts de la filtration ont été adaptés aux débits d'eau à traiter des différents scénarios à l'aide d'un facteur de correction (voir détails dans la description du modèle de coûts, chapitre 7.1). Cela signifie que la filtration du modèle de coûts est conçue uniquement pour le débit partiel passant par l'étape MP. Les filtrations existantes sont cependant conçues pour l'ensemble du débit traité par

la station d'épuration. Dans le cadre de la construction d'une nouvelle filtration suivant une étape MP, il est judicieux que la filtration soit conçue pour l'ensemble du débit de la STEP. Le choix d'un débit pour ce projet a été fait pour les raisons suivantes:

Le débit d'eau usée maximal peut varier grandement d'une station d'épuration à l'autre. Dans ce projet, les coûts de l'étape MP doivent être étudiés en fonction des débits d'eau usée à traiter. Si la filtration avait été conçue pour l'intégralité du débit d'eau à traiter dans la STEP, l'effet du débit de référence serait faussé. En cas de filtrations existantes, les résultats du modèle de coûts pour l'étape MP sans filtration sont déterminants.

5.2 Dimensionnement des procédés

Différents scénarii sont étudiés pour analyser l'influence de différents paramètres sur les coûts (coûts d'investissement et annuels). Afin de pouvoir bien comparer les scénarii entre eux, on part d'une variante de base (Tableau 12).

Tableau 12: Hypothèses pour le calcul de la variante de base

Concentration en MES sortie décantation secondaire	[mg/l]	10
Concentration NO ₂ -N sortie décantation secondaire	[mg/l]	0
Concentration COD sortie décantation secondaire	[mg/l]	7
Concentration DCO _{dissous} sortie décantation secondaire	[mg/l]	21
Dosage CAP procédé d'Ulm	[mg/l]	15
Dosage CAP Actiflo®Carb	[mg/l]	20
Dosage CAP dosage direct dans la biologie	[mg/l]	25

En partant de cette variante de base, un seul paramètre à étudier est modifié à chaque fois (Tableau 13).

Tableau 13: Modification des paramètres

		Bas	Haut
Concentration en MES sortie décantation secondaire	[mg/l]	5	15
Concentration NO ₂ -N sortie décantation secondaire	[mg/l]	0	0.3
Concentration COD sortie décantation secondaire	[mg/l]	5	10
Concentration DCO _{dissous} sortie décantation secondaire	[mg/l]	15	30
Dosage CAP procédé d'Ulm	[mg/l]	10	20
Dosage CAP Actiflo®Carb	[mg/l]	15	20
Dosage CAP dosage direct dans la biologie	[mg/l]	15	20

La variante de base ainsi que les autres scénarii sont calculés pour chacun des quatre débits maximaux d'eau usée à traiter $Q_{d,TS,VSA}$, $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$, $2 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ et $Q_{max,STEP}$ (Tableau 14).

Tableau 14: Tous les scenarii à étudier par chaque procédé

Q	Variante de base	MES		NO2-N		COD		CAP	
	Valeurs moyennes	haut	bas	haut	bas	haut	bas	haut	bas
1 $Q_{d,TS,VSA}$	MES moyen NO2-N moyen COD moyen	MES haut NO2-N moyen COD moyen	MES bas NO2-N moyen COD moyen	MES moyen NO2-N haut COD moyen	MES moyen NO2-N bas COD moyen	MES moyen NO2-N moyen COD haut	MES moyen NO2-N moyen COD bas	Variante de base CAP haut	Variante de base CAP bas
1.5 $Q_{d,TS,VSA}$	MES moyen NO2-N moyen COD moyen	MES haut NO2-N moyen COD moyen	MES bas NO2-N moyen COD moyen	MES moyen NO2-N haut COD moyen	MES moyen NO2-N bas COD moyen	MES moyen NO2-N moyen COD haut	MES moyen NO2-N moyen COD bas	Variante de base CAP haut	Variante de base CAP bas
2 $Q_{d,TS,VSA}$	MES moyen NO2-N moyen COD moyen	MES haut NO2-N moyen COD moyen	MES bas NO2-N moyen COD moyen	MES moyen NO2-N haut COD moyen	MES moyen NO2-N bas COD moyen	MES moyen NO2-N moyen COD haut	MES moyen NO2-N moyen COD bas	Variante de base CAP haut	Variante de base CAP bas
$Q_{max,STEP}$	MES moyen NO2-N moyen COD moyen	MES haut NO2-N moyen COD moyen	MES bas NO2-N moyen COD moyen	MES moyen NO2-N haut COD moyen	MES moyen NO2-N bas COD moyen	MES moyen NO2-N moyen COD haut	MES moyen NO2-N moyen COD bas	Variante de base CAP haut	Variante de base CAP bas

En tout, on détermine ainsi 9 scenarii différents (y c. variante de base) pour 4 débits d'eau usée différents et 5 classes de taille. Pour le procédé à CAP avec recirculation du CAP dans la biologie (procédé d'Ulm et dosage direct), à chaque fois un scénario avec et un sans agrandissement de 20% de la biologie existante ont été calculés. Tous ces cas sont enfin calculés avec une disponibilité partielle des sous-systèmes de 90% et avec une disponibilité à 100%. Les coûts sont calculés avec et sans filtration.

Le dimensionnement des quatre procédés est représenté pour la variante de base avec $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ dans l'Annexe 2.

6 REDONDANCE

6.1 Problématique

Une installation ou l'une de ses composantes peut être arrêtée pour un entretien planifié ou suite à une panne (imprévue). Dans ces circonstances, les questions suivantes se posent:

- Quelles composantes sont pertinentes et doivent être prises en compte?
- Quels temps d'arrêt des composantes ou de l'installation entière faut-il prévoir?
- Quels effets ont-ils sur l'efficacité d'épuration?
- Quels effets un dimensionnement redondant a-t-il sur les coûts d'investissement et d'exploitation?
- Quelle redondance ou quel nombre de lignes de traitement en parallèle sont conseillés pour chaque classe de taille?

6.2 Méthodologie

Pour la détermination des temps d'arrêt, une liste des composantes critiques pour chacun des quatre procédés choisis a été (Tableau 26, Annexe 3). Le temps d'arrêt en cas de panne ou de mise hors service pour entretien a été estimé pour chaque élément de l'installation. Ces temps d'arrêt peuvent être limités par un stockage adapté de pièces de rechange.

Les chiffres du Tableau 26 sont des estimations de la durée par an. Des combinaisons très défavorables conjuguant des pannes de plusieurs composantes critiques sont possibles en théorie, mais devraient cependant pouvoir être réduites par un entretien et un stockage adaptés.

Dans le cas de la mise en place d'une certaine redondance dans les filières de traitement, des facteurs correcteurs sont ajoutés aux différentes positions du modèle de coûts, afin de pouvoir en estimer la répercussion sur les coûts (chapitre 7). Les deux variantes de redondance du Tableau 15 et du Tableau 16 ont été utilisées pour les variantes de coûts présentées dans ce rapport. Le volume total ou le dosage calculé dans le dimensionnement y a été divisé par le nombre de lignes de traitement correspondantes. **La question de savoir si les lignes de traitement en fonctionnement peuvent absorber la charge entière ou seulement une partie de la charge en cas de panne d'une des lignes, n'a pas été prise en compte dans cette étude.** Dans le cadre de la planification et du projet d'une installation concrète, la question est bien entendu d'importance et doit être clarifiée au cas par cas.

6.3 Redondance nécessaire

Les temps d'arrêt par an estimés dans le Tableau 26 (Annexe 3) montrent qu'il est très improbable que des composantes critiques soient à l'arrêt pendant plus de 10% de l'année (=1 mois). Dans cette optique, 10% de temps d'arrêt représentent la limite supérieure. Cela signifie qu'une disponibilité de plus de 90% est généralement attendue d'une installation ayant une seule ligne de traitement. Pour des raisons techniques, dans le cas de grandes installations, certains éléments doivent toutefois être réalisés en plusieurs lignes de traitement parallèles. Ceci provient, par ex., de la largeur maximale praticable des racleurs dans les bassins de décantation secondaire pour l'élimination du CAP. Le Tableau 15 montre la redondance nécessaire pour chaque partie de l'installation pour une disponibilité partielle de 90% de l'étape de traitement. Pour une disponibilité totale de pratiquement 100% du temps, une construction redondante de tous les éléments critiques de l'installation est recommandée (Tableau 16).

L'assainissement du béton après 15-20 années d'exploitation n'a pas été pris en compte dans l'estimation des temps d'arrêt dans le Tableau 26. Cela nécessite un temps d'arrêt de plusieurs semaines. Dans le cas d'une ligne unique, l'ensemble du traitement est à l'arrêt et l'élimination moyenne annuelle requise peut difficilement être atteinte. Même pour une installation à deux lignes de traitement, les 80% d'élimination sont difficilement atteints si le béton doit être assaini au cours de l'année.

Tableau 15: Redondance nécessaire pour une disponibilité partielle de l'étape de traitement (90% du temps).

Taille de la STEP	Ozone			CAP			
	Nombre de lignes réacteur de contact	Nombre de générateurs d'ozone	Nombre de cuves d'oxygène	Nombre de lignes réacteur de contact et sédimentation	Nombre de silos de CAP	Nombre d'installations de dosage de CAP	Nombre de modules Actiflo® Carb
5'000 – 10'000 H	1	1	1	1	1	1	1
10'001 – 20'000 H	1	1	1	1	1	1	1
20'001 – 50'000 H	1	1	1	1	1	1	1
50'000 – 100'000 H	1	1	1	2 ¹⁾	1	1	1
100'001 - 200'000 H	2	2 ⁴⁾	2 ²⁾	5 ¹⁾	2 ³⁾	2 ³⁾	2 ¹⁾
Justification technique pour une construction multiple: ¹⁾ Dimension maximale par ex. – Procédé d'Ulm: BDS max. 70 x 10 m = 700 m ² – Actiflo Carb: diamètre max = 11 m ²⁾ Capacité de stockage augmentée ³⁾ Deux silos de CAP et installation de dosage pour utilisation de divers CAP ⁴⁾ Prévention d'un fonctionnement énergétiquement inefficace							

Tableau 16: Redondance recommandée pour une disponibilité totale de l'étape de traitement (100% du temps).

Taille de la STEP	Ozone			CAP			
	Nombre de lignes réacteur de contact	Nombre de générateurs d'ozone	Nombre de cuves d'oxygène	Nombre de lignes réacteur de contact	Nombre Silos de CAP	Nombre d'installations de dosage de CAP	Nombre de modules Actiflo® Carb
5'000 – 10'000 H	2	2	2	2	2	2	2
10'001 – 20'000 H	2	2	2	2	2	2	2
20'001 – 50'000 H	2	2	2	2	2	2	2
50'000 – 100'000 H	2	2	2	2	2	2	2
100'001 - 200'000 H	2	2	2	5 ¹⁾	2	2	2
Justification technique pour une construction multiple: ¹⁾ Dimension maximale par ex. – procédé d'Ulm: BDS max. 70 x 10 m = 700 m ² – Actiflo Carb: diamètre max = 11 m							

7 MODÈLE DE COÛTS

7.1 Méthodologie du modèle de coûts

7.1.1 Principes

Ces dernières années, l'OFEV a lancé deux études de coûts pour l'élimination des micropolluants (MP):

- Dans l'étude de coûts des frères Hunziker SA de 2008 [27], différentes tailles d'installations ont été dimensionnées pour l'élimination des micropolluants pour six stations d'épuration existantes dont une par ozonation, l'autre par selon le procédé d'Ulm et chacune d'entre elles avec un filtre à sable en aval. Les coûts pour l'étape MP elle-même et pour la filtration sur sable ont été différenciés. Les coûts d'investissement ont été séparés selon qu'il s'agit de coûts de construction ou d'équipement électromécanique afin de pouvoir prendre en compte les différentes durées d'amortissement. Dans ce modèle, les installations de traitement étaient dimensionnées hydrauliquement pour Q_{\max} .
- Une étude consécutive a été publiée en 2012 par l'OFEV [28]. BG Ingenieure und Berater SA a élaboré, avec un groupe d'experts de différents bureaux d'études, un consensus sur les hypothèses et les coûts unitaires et ont mis à jour les courbes de coûts pour l'ozonation et le procédé d'Ulm.

7.1.2 Elaboration du nouveau modèle de coûts: Vue d'ensemble

L'objectif du calcul de coûts est de montrer les différences relatives pour une gamme de procédés et de tailles de STEP avec différents débits de dimensionnement. **Les valeurs du modèle de coûts dépendent en grande partie des coûts unitaires et des tailles de dimensionnement choisis et ne peuvent donc pas être directement réutilisées pour d'autres projets.** Le choix de ces valeurs n'a une influence que relative sur les résultats de la comparaison car elles sont identiques pour toutes les classes de taille et toutes les méthodes comparées.

Le nouveau modèle de coûts se base sur les dimensionnements et leu modèle de coûts de 2008 [27]. Dans la présente étude, cinq STEP du modèle de coûts 2008 ont été sélectionnées comme référence pour les différentes classes de taille (Tableau 6, chapitre 5.1.1). Ainsi, avec l'étude de coûts de 2008, les mêmes bases ont pu être utilisées pour toutes les installations. Les coûts d'investissement et d'exploitation sont présentés dans le Tableau 17 et dans le chapitre 7.1.6.

Les hypothèses et les paramètres du nouveau modèle de coûts (Annexe 4, Tableau 29 et Tableau 30) reposent pour une grande partie sur l'étude de coûts largement étayée et acceptée de 2012 [28]. Toutes les modifications par rapport à cette étude ont été décidées durant les séances de travail de l'équipe de projet VSA. Les quantités de dosage d'ozone, de CAP, de précipitant et de floculant sont présentées au chapitre 5.1.

Le modèle de 2008 a dû être adapté à la problématique actuelle de la façon sui-

vante:

- Calcul des coûts pour les procédés «Actiflo®Carb» et «dosage direct».
- Prise en compte de l'influence de la recirculation de CAP dans la biologie sur les coûts (procédé d'Ulm et dosage direct).
- Adaptation à la hausse des prix
- Correction des tailles de dimensionnement (Q et volumes des réacteurs) par rapport au modèle de coûts 2008.
- Correction de la redondance par rapport au modèle de coûts 2008.
- Vérification et adaptation au cas par cas des prix unitaires et des autres paramètres de coûts.

7.1.3 Nouveau procédé

Les coûts pour le dosage direct de CAP dans la biologie ont été dérivés des coûts du procédé le procédé d'Ulm. Les coûts pour l'installation de dosage ont été repris à l'identique. Les coûts du groupe «Général» ont été repris à hauteur de 33%. Les coûts d'EMCR et de CVCS ont été calculés selon Tableau 17 à partir des coûts pour du procédé d'Ulm. Les coûts d'exploitation ont été calculés comme pour le procédé d'Ulm, exception faite du précipitant, de la consommation électrique des agitateurs et de la recirculation de CAP.

Tableau 17: Hypothèses pour les coûts d'EMCR et de CVCS pour le dosage direct et le procédé Actiflo®Carb.

	Parts des coûts méthode d'Ulm sans filtration
EMCR	
Installations électriques, commutateurs	10%
API/SCP	20%
Technique de mesure	20%
CVCS	
Installation de précipitation	10%
Chauffage/aération; air frais/air rejeté	20%
Sanitaire	20%

Pour le procédé Actiflo®Carb, les données de l'essai pilote de la STEP Schönaau, réalisé par GVRZ [29], ont été reprises (dimensionnements du fournisseur et utilisation des consommables). Afin de pouvoir prendre en compte les débits d'eau usée et la redondance, la courbe de régression suivante a été utilisée pour les coûts d'investissement pour un seul module:

$$\text{Coûts d'investissement pour un module [CHF]} = 80'710 * Q [\text{m}^3/\text{d}]^{0,3126}$$

Pour les scénarii à installations à deux lignes de traitement, on considère à deux modules de capacité identique, traitant chacun 50% du débit.. Pour les canaux de liaison, des coûts à hauteur de 50% de ceux du procédé d'Ulm ont été considérés.

Les coûts généraux de construction ainsi que les coûts des installations de dosage, d'EMCRL et de CVCS ont été calculés de la même façon que pour le dosage direct. Pour le calcul des coûts annuels, le module entier Actiflo® a été pris en compte en tant qu'équipement électromécanique avec un amortissement correspondant. L'ensemble des coûts d'exploitation correspond aux données du projet pilote de la STEP Schönaue [29].

La méthode Actiflo® Carb a été combinée à un filtre textile (Discfilter Hydrotech) pour cette étude. Pour les coûts d'investissement par module, la courbe de régression suivante a été réalisée d'après les données de l'étude pilote de la STEP Schönaue de GVRZ [29]:

$$\text{Coûts d'investissement pour un module [CHF]} = 3'502,4 * Q [\text{m}^3/\text{d}]^{0,4816}$$

Pour les coûts d'exploitation, on considère que le Discfilter a une consommation électrique de 50% de celle d'un filtre à sable [30]. On considère les coûts de personnel et de produits chimiques identiques à ceux du filtre à sable.

7.1.4 Agrandissement du bassin à boues activées en raison de la recirculation des boues de CAP

Avec le procédé d'Ulm le procédé d'Ulm à recirculation de CAP dans la biologie et avec le dosage direct de CAP, la part de boue non active biologiquement augmente dans l'étape biologique. Dans les cas où il n'y a pas d'amélioration nette de la décantation des boues biologiques avec du CAP, certaines installations devront augmenter le volume des bassins biologiques afin de pouvoir conserver un âge des boues nécessaire à la nitrification. Ces coûts sont intégrés au modèle à un prix forfaitaire par volume de bassin (voir paramètre modèle dans Tableau 29 et Annexe 4). Le prix forfaitaire est plutôt élevé car il s'agit de l'extension d'une structure construite entre des bassins existants. En cas de surcapacité de la nitrification, les coûts peuvent aussi être considérés comme des coûts pour la réduction de la capacité de traitement biologique.

Pour chaque cas, un scénario de référence avec agrandissement de la biologie de 20% ainsi qu'un scénario alternatif sans agrandissement de la biologie ont été calculés et présentés.

7.1.5 Facteurs de correction pour les coûts d'investissement

Pour la présente étude, le modèle de coûts doit pouvoir représenter la répercussion financière des différents débits d'eau et des hypothèses de dimensionnement ainsi que du nombre de systèmes redondants. Pour cela, trois facteurs de correction ont été ajoutés à chaque poste de coûts du modèle de coûts de 2008 [27]: Un pour l'augmentation des prix, un pour la taille de la partie de l'installation (en fonction du débit ou de la taille du réacteur) et un pour le nombre de systèmes redondants.

Le modèle de coûts de 2008 [27] est basé sur la base de prix de 2007. Le renchérissement intervenu a été pris en compte à l'aide de l'indice zurichois du coût de la construction et des chiffres publiés par l'Office fédéral de la statistique.

Des commentaires détaillés sur les facteurs de correction se trouvent dans l'Annexe 4.

7.1.6 Coûts d'exploitation et coûts annuels

Les postes suivants ont été définis pour les coûts d'exploitation:

- Electricité
 - Poste de relevage
 - Installation d'ozone
 - Etape CAP (installations de dosage, pompes de recirculation de CAP incl.)
 - Actiflo Carb
 - Filtration
- Consommables
 - Oxygène (y. c. location de la cuve)
 - CAP
 - Précipitant
 - Floculant polymère
 - Microsable
- Evacuation des boues
- Personnel et exploitation
 - Ressources Humaines
 - Analyses
 - Contrats de service
- Entretien et maintenance

La consommation en énergie a été reprise de l'étude de coûts 2008 [27] (Tableau 18).

Les coûts pour l'oxygène avec la location de cuve ont été calculés selon la formule suivante:

$$\text{Coûts d'exploitation [CHF/kgO}_2\text{]} = 6958 \cdot \text{EH}^{-0,291}$$

Les consommables ont été recalculés pour le dimensionnement actuel (chapitres 5.1 et 5.2). Les autres hypothèses ainsi que les prix unitaires sont repris dans le Tableau 29 de l'Annexe 4

Tableau 18: Consommation d'électricité spécifique selon l'étude de coûts 2008 [27], y compris 6% de supplément pour les appareils auxiliaires et l'infrastructure.

		Untersee	Aadorf	Furt	Au	Lucerne
CAP	kWh/m ³	0.07	0.03	0.04	0.03	0.03
Dosage direct de CAP	kWh/m ³	0.03	0.01	0.01	0.00	0.00
Ozonation	kWh/m ³	0.17	0.15	0.13	0.12	0.07
Filtration	kWh/m ³	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Poste de relevage	kWh/m ³	0.01	0.03	0.01	0.03	0.00

La production de boue issue de l'étape MP inclue toutes les substances dosées ainsi que le COD adsorbé par le CAP et la charge en résidus solides issus de l'écoulement de la décantation secondaire retenue dans le filtre à sable (Tableau 19). Pour les coûts sans la filtration, seules les boues provenant de l'étape à CAP sont prises en compte. Elles viennent s'ajouter aux boues de la filtration existante et doivent être éliminées.

Tableau 19: Hypothèses pour le calcul de la production de boues

Composant	Ozonation	Ulm	Actiflo® Carb	Dosage direct	Hypothèse pour la production de boues
CAP dosé		x	x	x	100% dans les boues
Précipitant (Fe)		x	x		100% dans les boues sous forme de Fe(OH) ₃
Floculant		x	x	x	100% dans les boues
Microsable (perte)			x		100% dans les boues
Écoulement de MES à la sortie décanteur secondaire	x	x	x	x	100% dans les boues (désintégration dans l'étape biologie abandonnée après ozonation) Sans filtration, les MES ne contribuent pas à la production de boues en sortie de la décantation secondaire. Ainsi, seules les boues venant s'ajouter aux boues de la filtration existante sont éliminées.
Biomasse					Croissance de la biomasse dans l'étape biologie après ozonation négligeable
Perte de boues en sortie de filtration	x	x	x	x	Avec filtration: 3 mg _{MES} /l

Pour les coûts annuels, les coûts d'investissement sont recalculés en coûts annuels du capital (en annuités) à l'aide des hypothèses du Tableau 29 (Annexe 4) et représentées avec les coûts d'exploitation. Ni la taxe sur les eaux usées, ni les éventuelles indemnités ne sont prises en compte.

7.2 Scenarii

Comme indiqué au chapitre 5.2 (Tableau 14), 9 scenarii différents (variante de base incl.) pour 4 débits d'eau usée différents et 5 classes de taille ont été déterminés à chaque fois. Cela représente donc en tout 180 cas par procédé. Pour le procédé CAP avec recirculation du CAP dans la biologie (procédé d'Ulm et dosage direct), on calcule de plus à chaque fois un scénario avec un agrandissement de 20% ou de 0% de la biologie existante. Tous ces cas sont enfin calculés avec une disponibilité partielle des sous-systèmes de 90% et avec une disponibilité totale (Tableau 15 et Tableau 16). Les coûts sont calculés avec et sans nouvelle filtration. Les coûts annuels calculés pour tous les cas étudiés sont présentés dans l'Annexe 4.

Le scénario de référence pour la représentation des résultats est la variante de base selon Tableau 13 avec $Q = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$, une disponibilité de 90% et 20% de volume supplémentaire pour le bassin d'activation pour le procédé d'Ulm et le dosage direct.

7.3 Valeur de référence pour la présentation des résultats

Par la suite, les résultats des coûts annuels (TVA incl.) sont représentés en tant que coûts spécifiques par équivalent habitant (EH).

Le débit d'eau de référence étant l'une des variables les plus importants, les résultats ne peuvent pas être présentés comme coûts spécifiques par m^3 en entrée de l'étape MP.

Les bases juridiques pour l'élimination des micropolluants prévoient des critères selon le nombre d'habitants raccordés (H). Cependant, les stations d'épuration étant dimensionnées en fonction de l'équivalent habitant (EH) et le rapport de H à EH variant énormément entre les installations considérées, la représentation en fonction des habitants raccordés (H) n'est pas appropriée.

7.4 Résultats du modèle de coûts

7.4.1 Comparaison entre les procédés et les tailles d'installations

Des résultats sélectionnés sont présentés dans les figures suivantes. D'autres graphiques et les tableaux contenant tous les résultats se trouvent à l'Annexe 4.

Les quatre procédés sélectionnés (chapitre 3.2) doivent pouvoir représenter la gamme possible des coûts et leur variabilité. Ces procédés ne doivent pas être considérés comme étant les procédés recommandés par les auteurs et le groupe de projet, mais servent à résoudre la problématique formulée au chapitre 1 sur l'estimation des conséquences financières de différents débits d'eau de dimensionnement et des conditions d'alimentation de l'étape MP.

Figure 27 et Figure 28 présentent les coûts d'investissement, d'exploitation ainsi que les coûts annuels (avec et sans filtration) pour la variante de base avec $Q = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ pour les cinq installations et les quatre procédés étudiés (pour le procédé d'Ulm et le dosage direct, à chaque fois avec ou sans agrandissement de la bio-

logie).

La répartition des coûts annuels en coût de capital pour la construction et l'équipement ainsi que les différentes composantes sont présentés à la Figure 40 (Annexe 4).

Les points suivants peuvent être déduits de la Figure 27:

- L'augmentation de la capacité de traitement fait baisser les coûts d'investissement [CHF/EH] et les coûts annuels spécifiques [CHF/(EH·a)].
- La plage de variation des coûts annuels spécifiques [CHF/(EH·a)] pour les différents procédés est approximativement la même, en chiffres absolus, pour toutes les tailles d'installation. Les grandes installations ayant des coûts annuels spécifiques moins élevés que les petites installations, la plage de variation relative des différents procédés est plus importante pour les grandes installations que pour les petites.
- Les conclusions présentées ci-dessus sont également valables en cas de construction complémentaire d'une filtration (Figure 28).

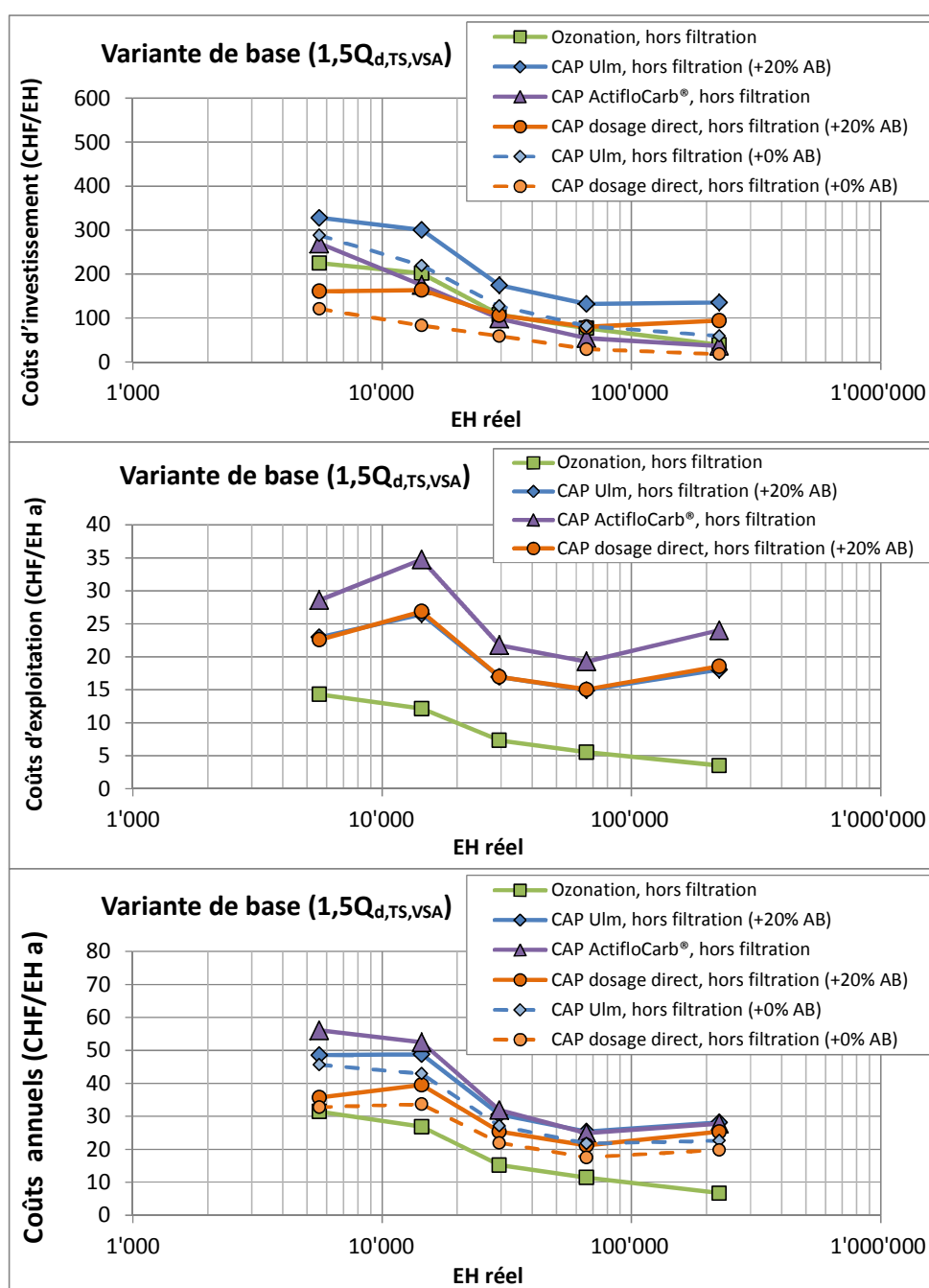


Figure 27: Coûts d'investissement, d'exploitation et coûts annuels (sans filtration, hors TVA) pour les cinq installations et les quatre procédés étudiés (pour le procédé d'Ulm et le dosage direct, à chaque fois avec ou sans agrandissement de la biologie). Ces quatre procédés sélectionnés (chapitre 3.2) doivent représenter la gamme possible des coûts et leur variabilité. Ces procédés ne doivent pas être considérés comme les procédés recommandés par les auteurs et le groupe de projet.

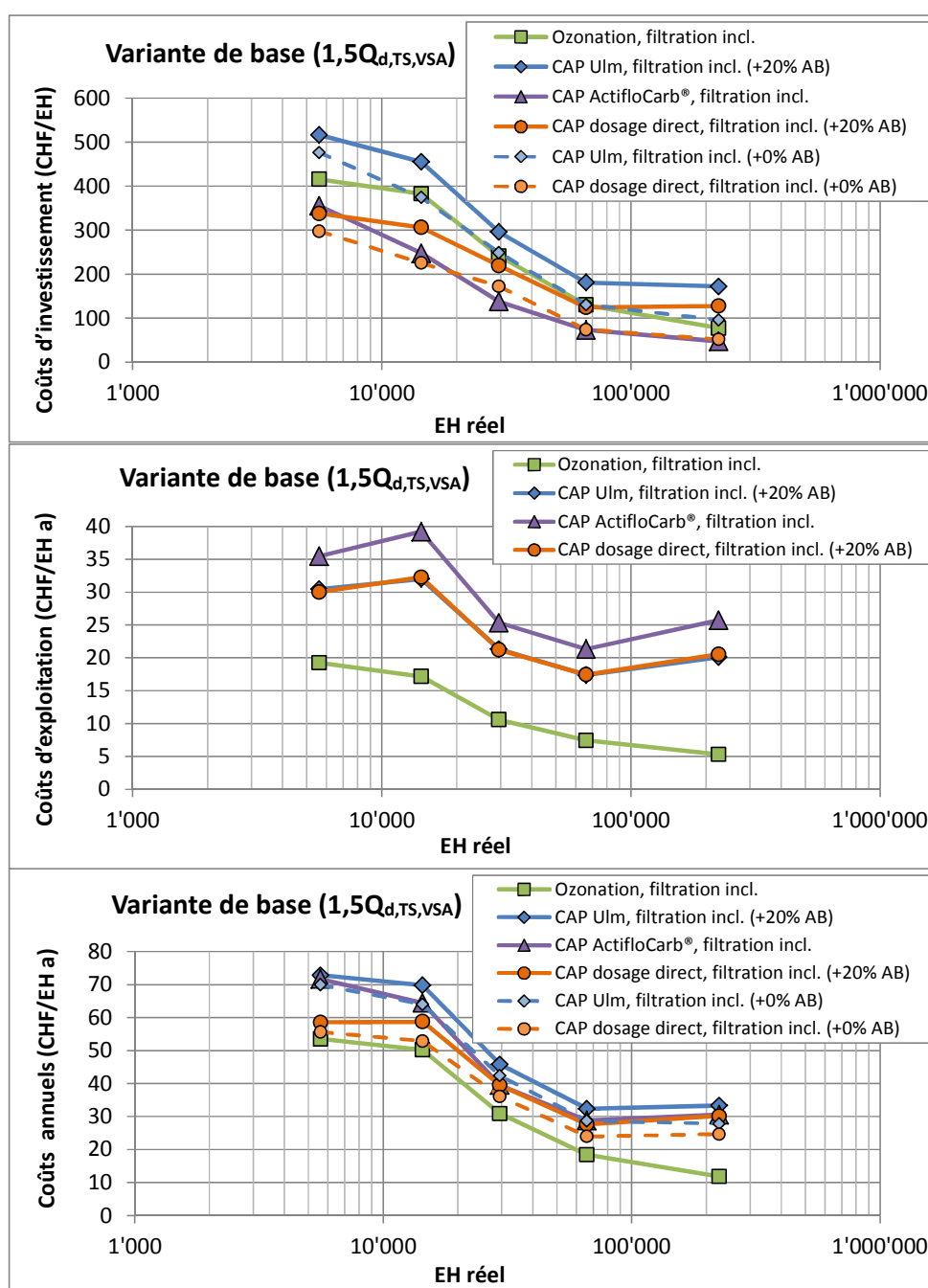


Figure 28: Coûts d'investissement, d'exploitation et coûts annuels (sans filtration, hors TVA) pour les cinq installations et les quatre procédés étudiés (pour le procédé d'Ulm et le dosage direct, à chaque fois avec ou sans agrandissement de la biologie). Ces quatre procédés sélectionnés (chapitre 3.2) doivent représenter la gamme possible des coûts et leur variabilité. Ces procédés ne doivent pas être considérés comme les procédés recommandés par les auteurs et le groupe de projet.

7.4.2 Influence du débit d'eau pris en compte pour le dimensionnement

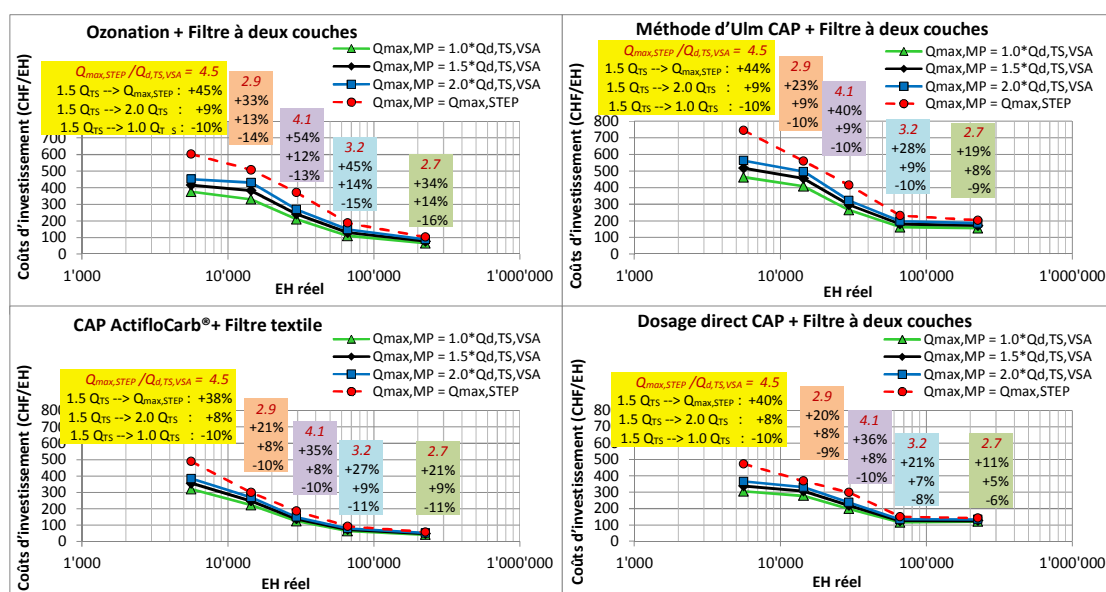
L'un des principaux objectifs de cette étude est de démontrer les conséquences financières du choix du débit d'eau pour le dimensionnement et de la redondance.

La Figure 27 présente les coûts d'investissement et les coûts annuels y compris

ceux de la filtration en fonction du débit d'eau pris en compte pour le dimensionnement. (Les coûts sans filtration sont représentés dans Figure 41 Annexe 4; les données numériques des coûts annuels sont présentées dans Tableau 31).

Les conclusions suivantes peuvent être tirées de la variation du débit d'eau pris en compte pour le dimensionnement:

- Une augmentation du débit d'eau pour le dimensionnement de $1,5 \cdot Q_{d, TS, VSA}$ à $2 \cdot Q_{d, TS, VSA}$ entraîne, pour les différents procédés et classes de taille, une hausse des coûts annuels de 6% à 13% et une hausse des coûts d'investissement de 5% à 14%.
- Une réduction du débit d'eau pour le dimensionnement de $1,5 \cdot Q_{d, TS, VSA}$ à $1 \cdot Q_{d, TS, VSA}$ entraîne, pour les différents procédés et classes de taille, une baisse des coûts annuels de -10% à -16%. Les coûts d'investissement diminuent de -6 à -16%.
- Dans le cas où l'étape MP est conçue pour la totalité de la capacité de traitement hydraulique de la STEP $Q_{max, STEP}$, il faut noter que $Q_{max, STEP}$ varie, pour les installations étudiées, entre 2,7 et 4,2 $Q_{d, TS, VSA}$. Par rapport au scénario de référence avec $1,5 Q_{d, TS, VSA}$, les coûts annuels augmentent de 10 à 47% et les coûts d'investissement de 11 à 54%.
- Les coûts des consommables et de l'élimination supplémentaire des boues sont directement proportionnels au débit d'eau moyen traité par an. Comme le montre Tableau 7, avec un $Q_{max, MP}$ croissant, ce débit augmente moins, car seuls quelques pics de pluie isolés s'y ajoutent. En conséquence, entre 0,5 et 1,0 $Q_{d, TS, VSA}$, les coûts d'exploitation et donc les coûts annuels augmentent nettement plus que lorsque le $Q_{max, MP}$ continue d'augmenter. Ces coûts d'exploitation sont plus importants pour les procédés CAP que pour les procédés d'ozonation.



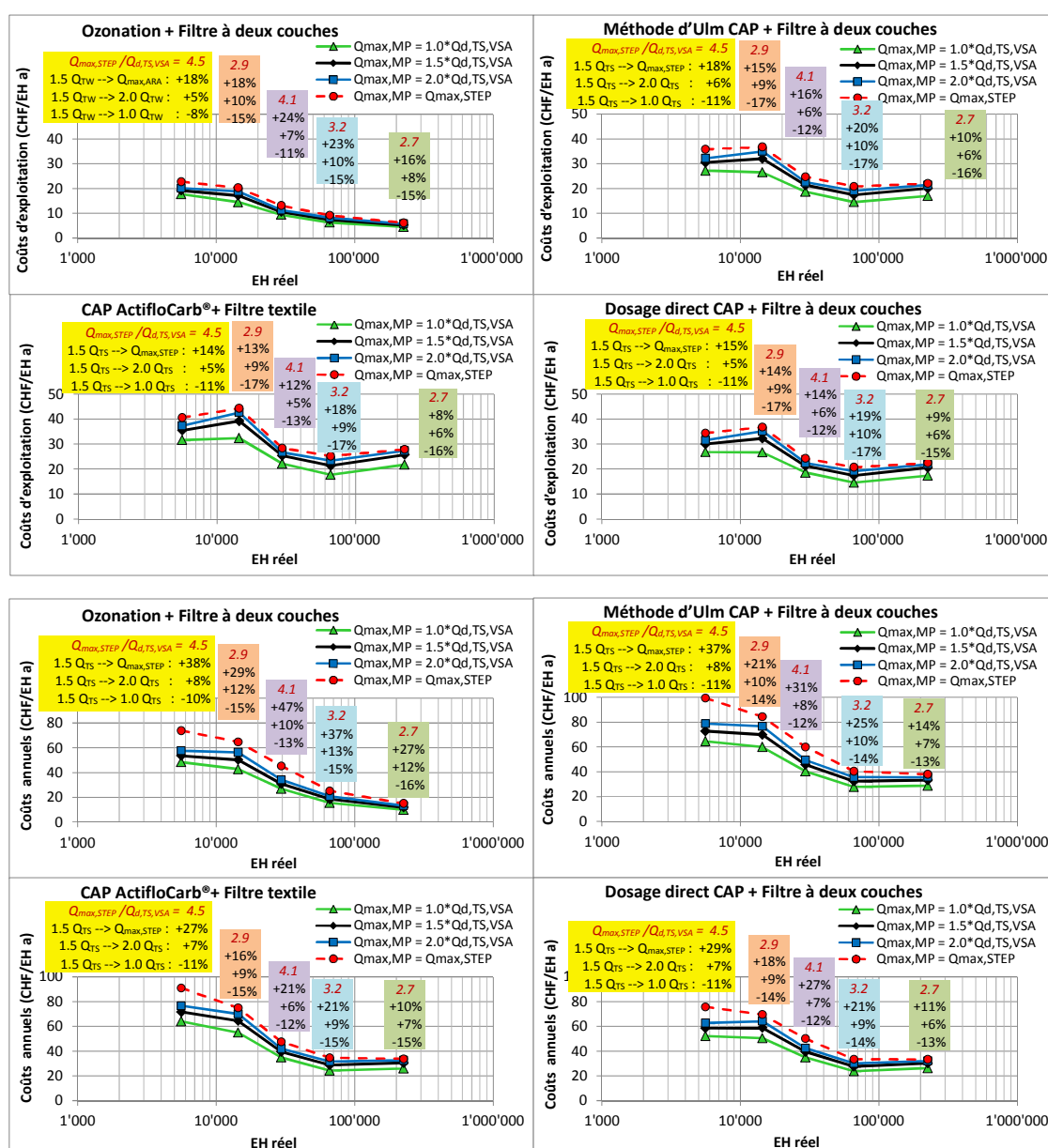


Figure 29: Variation des coûts d'investissement (graphiques du haut), des coûts d'exploitation (graphiques du milieu) et des coûts annuels (filtration incl., hors TVA) en fonction du changement du débit d'eau pris en compte pour le dimensionnement $Q_{Dim,MP}$. Les valeurs numériques montrent le changement relatif des coûts en fonction de l'augmentation ou de la diminution de $Q_{Dim,MP}$ en partant de la variante de base avec $Q_{Dim,MP} = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$. Les chiffres en rouge montrent la relation entre $Q_{max,STEP}$ et $Q_{d,TS,VSA}$.

7.4.3 Coûts de la recirculation des boues de CAP dans la biologie

Pour le procédé d'Ulm, on est parti du principe que les boues de CAP étaient renvoyées vers l'étape biologique pour être chargées une nouvelle fois. Lors du dosage direct, les boues de CAP arrivent directement dans les boues activées. Les résultats représentés dans la Figure 27 et la Figure 28 montrent pour ces deux procédés chaque cas avec une extension de 20 % des bassins à boues activées et sans extension. Pour les installations les plus petites, cela représente une différence de coût

annuel de 4-9%, pour les installations les plus grandes, une différence de 20-28% (avec filtration). Compte tenu du fait que le dimensionnement de la biologie se fait sur la base de l'équivalent habitant, la différence de coût en CHF par habitant est à peu près identique pour toutes les installations. Comme les grandes installations MP sont moins onéreuses, l'extension de la biologie a, en pourcentage, un impact plus grand.

7.4.4 Coût de la redondance

Lorsque les installations sont construites de manière totalement redondante, c.-à-d. avec une disponibilité de 100% au lieu de 90%, les coûts annuels augmentent de façon très différente selon le procédé utilisé et la taille de la installation (Figure 29 avec filtration; Figure 42 sans filtration, valeurs numériques du Tableau 32): Alors que, pour des raisons techniques, les grandes installations doivent être construites d'office avec plusieurs lignes de traitements (voir aussi Tableau 15 et Tableau 16 au chapitre 6.3) et sont donc totalement redondantes, les coûts annuels pour les installations les plus petites augmentent de 6% (dosage direct, filtration incl.) à 24% (Actiflo® Carb avec filtre textile).

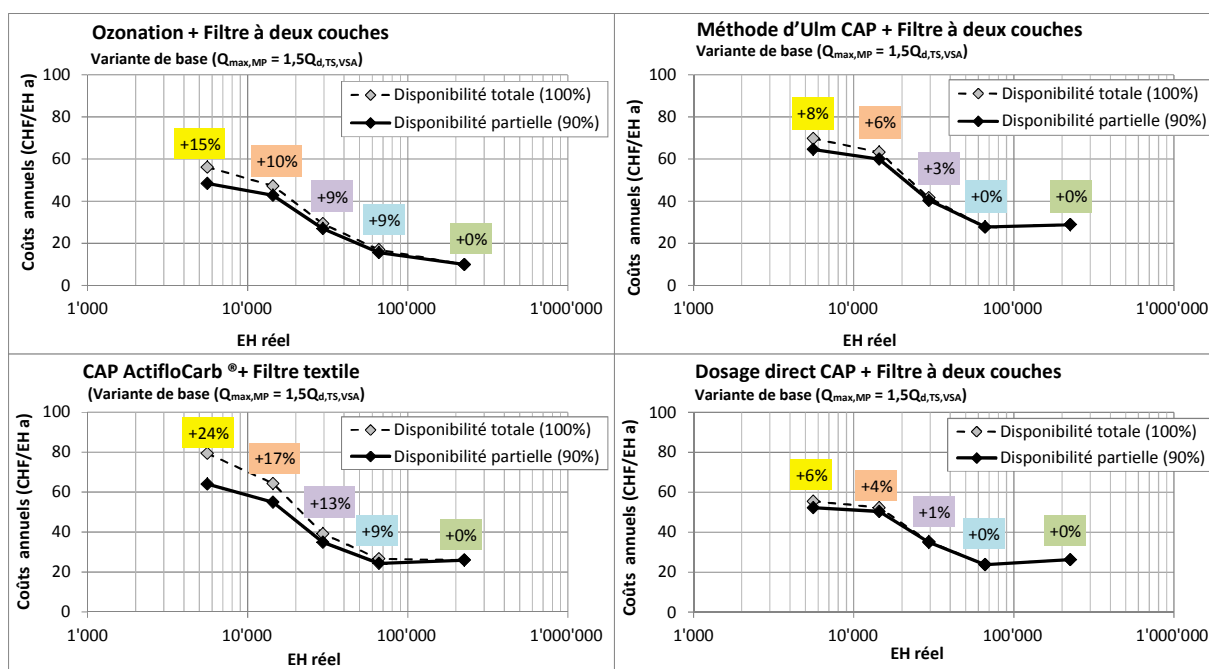


Figure 30: Variation des coûts annuels (filtration incl., hors TVA) en fonction du changement de la redondance. Les lignes continues montrent la variante de base avec 90% de disponibilité pour $1,5Q_{d,TS,VSA}$ et les lignes pointillées pour une disponibilité totale de 100%. Les valeurs numériques montrent l'augmentation des coûts en raison de l'augmentation de la disponibilité de 90% à 100%. (variante $Q_{Dim,MP} = 1,5Q_{d,TS,VSA}$).

7.4.5 Influence de la composition des eaux usées et des consommables dosés

La qualité de l'eau usée traitée en entrée de l'étape de traitement influence la consommation d'ozone ou de CAP. La dose de CAP par m^3 influence, elle aussi, les coûts d'exploitation. Ceci est particulièrement important, vu qu'à l'échelle industrielle l'expérience concernant le dosage nécessaire de CAP pour l'élimination MP souhai-

tée est encore limitée.

Tableau 33 à Tableau 38 de l'Annexe 4 montrent les changements relatifs des coûts annuels pour tous les procédés, avec et sans filtration. Les valeurs numériques des scénarii sont expliquées au chapitre 5.2.

Pour les besoins en ozone, le nitrite et le COD à l'entrée de l'ozonation ont un impact important sur les coûts. Ainsi, des valeurs élevées de COD à l'entrée d'une ozonation ont entraîné une augmentation des coûts annuels de 3-8%.

Pour les installations les plus petites, l'augmentation des coûts annuels (filtration incl.) s'élève à env. 3,3%, pour les installations les plus grandes, à env. 8%. Les grandes installations sont plus touchées, car leur coûts d'exploitation sont plus importants (Tableau 35).

En réalité, il est fort probable que les installations présentant une concentration plus élevée en COD nécessitent aussi une dose de CAP plus élevée. Le rapport exact entre dose et concentration de COD dépend toutefois de divers facteurs, raison pour laquelle pour les installations CAP un dosage de CAP plus élevé n'a pas été retenu pour le scénario «COD élevé». Dans le cadre d'un scénario «CAP élevé» séparé, ce rapport a toutefois été examiné une nouvelle fois (voir paragraphe suivant).

Conformément aux attentes, l'augmentation ou la réduction du dosage spécifique de CAP a une grande influence sur les coûts d'exploitation (scénarios «CAP faible» et «CAP élevé»; Tableau 37 et Tableau 38 de l'Annexe 4). Pour la variante de base avec $Q = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ et 90% de disponibilité, les coûts annuels augmentent resp. diminuent d'env. 4 à 10% pour les installations les plus petites et d'env. 9% à 16% pour les installations les plus grandes (Tableau 37 et Tableau 38). Une fois de plus, les grandes installations tendent à être plus touchées, car les coûts d'exploitation représentent pour celles-ci une part plus élevée des coûts annuels.

Une charge accrue de MES à la sortie de la décantation secondaire augmente le volume de boue à éliminer du filtre et entraîne des coûts annuels légèrement plus élevés de 0,8 à 5,7% (Tableau 36).

7.5 Discussion modèle de coûts

L'objectif de ce modèle de coûts est d'analyser l'impact financier relatif de décisions portant sur le débit d'eau choisi pour le dimensionnement et la redondance ainsi que sur la qualité des eaux usées traitées en entrée de traitement. Le modèle est basé sur les calculs de coûts détaillés de cinq installations réelles, de tailles différentes dans le cadre de l'étude des coûts 2008 [27]. Les coûts varient énormément d'une installation réelle à l'autre, la transposition des coûts absolus à d'autres installations comporte une certaine marge d'incertitude. Les tendances des déclarations relatives sont toutefois marquées. Pour préserver la variabilité de l'impact financier, on a sciemment choisi d'analyser quatre procédés très différents les uns des autres.

En résumé, les résultats montrent qu'aussi bien le débit d'eau choisi pour le dimensionnement que la redondance choisie ont une influence considérable sur les coûts annuels. Un changement du débit d'eau à traiter de $0,5 Q_{d,TS,VSA}$ a sur les coûts an-

nuels un impact de 5% à 16%. Les différences sont à peu près les mêmes pour tous les procédés. On notera, pour les procédés CAP, l'influence dominante des coûts des moyens d'exploitation et de l'élimination des boues, directement proportionnels au débit d'eau usée moyen traité.

L'impact financier de la redondance, en revanche, dépend fortement du procédé et surtout de la taille de l'installation. Pour des raisons techniques, les grandes installations sont de toute façon construites avec plusieurs lignes de traitement. Pour la plus petite installation examinée, le passage de 90% à 100% de disponibilité entraîne, dans le cas extrême, une différence de presque 30% (Actiflo® Carb sans filtre)

Les besoins en consommables a une influence directe sur les coûts d'exploitation. Parmi les facteurs examinés, le COD et le nitrite dans l'eau en entrée de l'ozonation ainsi que le dosage spécifique de CAP par m³ s'avèrent particulièrement sensibles. Pour les installations de grande taille, les coûts d'exploitation sont plus importants. Ainsi, en cas de concentrations élevées de COD et de nitrite (conformément aux scénarii calculés) à l'entrée d'une ozonation, il faut s'attendre à une augmentation des coûts annuels de quelques pourcents pour les petites installations et de jusqu'à 14% pour les grandes installations. Pour les petites installations, qui ont souvent plus de problèmes avec les nitrites, l'influence sur les coûts annuels d'une variation de la concentration en COD et en nitrite en entrée est faible.

La nouvelle Loi fédérale sur la protection des eaux et l'Ordonnance sur la protection des eaux prévoient une redevance pour financer les mesures pour l'élimination des micropolluants ainsi qu'une indemnisation partielle des coûts d'investissement. Le modèle de coûts présenté ici ne tient toutefois compte ni des redevances, ni des indemnisations. Pour l'interprétation des résultats, il est important de noter que pour les grandes installations les coûts d'exploitation des procédés CAP sont plus importants que les coûts de capital. En conséquence, les grandes installations sont plus touchées par les changements affectant les coûts d'exploitation (par ex. doses plus élevées de consommables). Pour pouvoir faire des prévisions de coûts fiables pour les grandes installations, il a fallu effectuer des tests tenant compte des limites spécifiques des STEP.

8 EFFET SUR LES AUTRES ÉLÉMENTS DE L'INSTALLATION

8.1 Objectif et effets généraux

L'exploitation d'une étape d'élimination des micropolluants a de multiples effets sur l'exploitation générale ainsi que sur d'autres éléments de la station d'épuration. Le présent chapitre présente un récapitulatif de ces différents effets. Celui-ci reflète l'état actuel des connaissances et de l'expérience du point de vue de la littérature spécialisée, de spécialistes de l'équipe de projet ainsi que d'autres spécialistes de Suisse et d'Allemagne contactés pour l'occasion. Un tel récapitulatif est, de par sa nature, une vue instantanée, puisque l'expérience continue de grandir à l'heure qu'il est et continuera de grandir rapidement dans les années à venir. De nombreuses expériences concernant l'exploitation ne sont pas encore documentées. Et chaque nouvelle installation apportera de nouvelles expériences.

Une étape d'élimination de micropolluants (étape MP) est une étape supplémentaire dans la station d'épuration ayant des recoupements avec d'autres éléments de l'installation. Cela signifie, en principe, que l'exploitation sera plus onéreuse:

- Il faut exploiter, entretenir et nettoyer des éléments d'installation supplémentaires.
- Des consommables supplémentaires doivent être manutentionnés, entreposés et dosés (par ex. CAP, précipitants, floculants, oxygène liquide).
- L'interaction entre les différentes composantes de l'installation et les effluents doit être prise en compte pour le dimensionnement, l'exploitation et l'optimisation.

Dans les chapitres suivants, les effets spécifiques du CAP et de l'ozone sont décrits séparément.

8.2 CAP

8.2.1 CAP dans les conduites, pompes, dispositifs d'analyse

Les boues de CAP ainsi que les boues activées ou digérées mélangées à du CAP passent par des conduites et des pompes susceptibles d'être corrodées ou le lieu d'accumulation de dépôts. Il ne faut pas perdre de vue non plus l'éventuelle influence du CAP sur les dispositifs d'analyse (filtres, membranes, lentilles). Les expériences à ce sujet varient. Il est recommandé d'accorder un soin particulier au choix des matériaux, à l'épaisseur des parois et au choix du revêtement.

Le CAP augmente le pH, ce qui augmente les risques de précipitation dans les conduites. Le matériau doit pouvoir être rincé à l'acide.

Les conduites de la STEP Albstadt (utilisation de CAP depuis 25 ans) ont été corrodées. Dans le cas de la STEP Mannheim, ni les roues mobiles de la pompe, ni les racleurs à chaîne ne présentaient de signes inhabituels d'usure après 2 ans d'exploitation.

Dans la STEP Flos à Wetzikon, aucun signe d'abrasion n'a été observé au niveau des pompes après un an d'exploitation.

Il n'y a pas d'information fiable et homogène permettant de savoir si les dispositifs d'analyse en ligne sont perturbés par l'abrasion ou l'accumulation de dépôts sur les membranes, pompes et lentilles qui les composent.

8.2.2 Couche de CAP

Le CAP en poudre entraîne très facilement des salissures bien visibles. Il est donc recommandé de choisir en conséquence les matériaux de surface et les revêtements à proximité des silos et du dosage de CAP.

La poussière de CAP en suspension dans l'air peut former des mélanges explosifs (voir chapitre 8.2.7).

8.2.3 CAP dans la biologie

Il est intéressant de faire recirculer le CAP dans la biologie pour le charger encore davantage. Cela entraîne toutefois une augmentation de la proportion de boue inerte. Pour maintenir l'âge des boues dans la biologie à son juste niveau, il faut donc augmenter la concentration des boues dans la biologie.

Selon Abegglen et al [5], il existe dans la littérature spécialisée des rapports sur l'amélioration de la décantabilité des boues activées avec du CAP. Des essais de dosage direct de CAP dans la biologie ont été effectués sur la STEP Flos à Wetzikon. Le CAP semble avoir une influence positive sur l'indice de boues (auparavant insatisfaisant). Dans le cas de la station d'épuration de Mannheim (D), aucune amélioration n'a pu être constatée. Le IVB normal y était toutefois déjà de 70-90 ml/g et le dosage n'était que de 10 mg_{CAP}/l.

Il n'est pas encore possible de fournir des indications quantitatives fiables. Pour la planification d'une étape de CAP avec dosage direct ou recirculation de CAP dans la biologie, il serait indiqué de réaliser des essais pilotes avec les boues actuelles de la STEP pour mieux connaître les effets.

8.2.4 CAP dans la filtration

L'utilisation de CAP peut soumettre les systèmes de filtration à une charge plus importante de matières solides. Jusqu'à présent, l'expérience montre que même les filtres à sable existants (en d'autres mots les filtres n'ayant pas été conçus pour la charge de CAP) permettent de respecter les valeurs de sortie en MES et supportent une recirculation plus fréquente. Certaines installations dans le Bade-Wurtemberg sont toutefois obligées de doser du précipitant avant le filtre pour pouvoir respecter une turbidité <1 FTU.

8.2.5 CAP dans la digestion, la déshydratation et l'élimination des boues

Si le CAP est introduit dans la biologie, il sera présent aussi dans la digestion et la déshydratation.

Ce qui vaut pour la biologie vaut également ici: L'ajout de CAP augmente le volume de boues. Pour respecter le temps de séjour dans la digestion, il faut soit améliorer l'épaississement des boues, soit augmenter le volume du digesteur de boues.

On ne dispose pas encore d'expérience quant à d'autres effets possibles sur l'exploitation de la digestion, comme par ex. l'adsorption de COD dégradables.

On ne sait pas non plus pour l'instant si cela entraîne une désorption ou une adsorption supplémentaire de composés traces dans la digestion ou la déshydratation. Dans les essais menés sur la STEP Mannheim (Allemagne), ni l'aptitude à la déshydratation ni le pouvoir calorifique des boues digérées contenant du CAP ne semblaient être influencés de manière significative.

8.2.6 Effets du CAP sur la qualité de l'effluent

Le CAP décolore fortement les eaux usées. Cela est intéressant en particulier pour les eaux industrielles.

Lorsque la qualité de la filtration est insuffisante, des dépôts de CAP noirs risquent de se former dans le milieu récepteur. Jusqu'à présent, les expériences de la STEP Mannheim et de la STEP Flos montrent que les systèmes de filtration utilisés sont en mesure de retenir le charbon actif en poudre de manière stable et fiable, même en cas de fortes pluies. On ignore cependant si les micropolluants peuvent être relargués dans l'eau à cette occasion.

Bien que le CAP adsorbe aussi des micro-organismes, il n'est pas en mesure de désinfecter les eaux usées. Toutefois, en parallèle de l'abattement de la concentration en matières solides de l'effluent, la filtration permet aussi de réduire nettement le nombre de germes pathogènes.

La mise en place d'un filtre à membrane pour retenir le CAP permet de désinfecter l'effluent dans une large mesure et de prévenir efficacement la formation de dépôts dans le milieu récepteur.

8.2.7 CAP et sécurité

Constitué de charbon, le CAP est inflammable. Il existe un risque de feu couvant ou d'explosions de poussières.

8.2.7.1 Explosions de poussières

La poussière de CAP peut exploser. L'énergie d'inflammation nécessaire dépend du produit CAP concret. Le CAP a toutefois une température d'auto-inflammation relativement élevée et est moins explosif que la farine, par ex.

Les zones et processus à risque d'explosion sont le remplissage du silo, le filtre d'évacuation sur le silo ainsi que les fuites. Le nettoyage de dépôts de CAP à l'air comprimé peut, lui aussi, entraîner la formation de mélanges explosifs. Le CAP peut se charger en électricité statique (surtout lors du transport pneumatique) et se disperser dans le silo ou dans l'environnement de celui-ci. La phase de remplissage est particulièrement critique (éviter les fuites et mettre à terre la conduite).

Il faut éviter toute source d'inflammation (installations protégées contre les explosions, mais aussi contre les décharges électrostatiques et la chaleur des vis sans fin).

Il faut également prendre des mesures de protection particulières contre la foudre (en cas de défaillance du silo causée par la foudre, le danger d'explosion est très élevé.)

8.2.7.2 Feux couvants

Des feux couvants peuvent se développer dans le silo à CAP. Les dispositifs de surveillance de la température ne permettant que la détection des foyers d'incendie relativement grands, une mesure du CO est fortement recommandée.

Pour éteindre le foyer, il faut inonder le silo d'azote ou de dioxyde de carbone. Une extinction à l'eau peut entraîner des «explosions de vapeur» au moment où l'eau atteint le point le plus chaud dans le silo.

8.2.7.3 Risques pour la santé

Prévenir toute inhalation de CAP.

Il existe un risque d'étouffement pour toute personne pénétrant dans le silo de CAP, car le charbon actif (mouillé) absorbe une partie de l'oxygène présent de l'air. Cette désoxygénation de l'air est à prendre en compte également pour l'entreposage de CAP dans des locaux fermés.

8.3 Ozonation

À forte concentration, l'ozone est un gaz toxique voire mortel pour les êtres vivants.

Dans le domaine du traitement de l'eau potable, l'expérience en matière de manipulation de l'ozone est grande. Il serait opportun d'examiner dans quelle mesure cette expérience est transposable et peut être appliquée aux installations d'épuration des eaux usées.

8.3.1 Effets sur les conduites, installations et dispositifs d'analyse

Le refroidissement du générateur d'ozone requiert un dispositif de ventilation et de climatisation exigeant. La récupération de la chaleur ou l'utilisation de sources de froid alternatives doivent être étudiées ce qui entraîne des interconnexions supplémentaires avec le reste de la station d'épuration.

L'ozone est corrosif; il attaque même les joints en plastique. Il faut donc choisir les matériaux et planifier les détails en conséquence. Si l'ozone en excès devait être introduit dans la biologie, cela ne devrait pas se faire via les surpresseurs habituels en raison de la corrosion l'air, mais par des compresseurs séparés spécialement conçus à cet effet.

La formation de COD assimilable est susceptible d'entraîner un développement bactérien plus important dans les dispositifs d'analyse. La carence d'oxygène sur les

capteurs, filtres et dans les tuyaux requiert un travail de nettoyage plus important et entraîne une augmentation de l'erreur de mesure.

8.3.2 Effets sur d'autres procédés de la station d'épuration

Après l'ozonation, l'eau est presque entièrement saturée en O₂. Cela doit être pris en compte pour le dimensionnement du traitement complémentaire.

8.3.3 Effet sur la qualité de l'effluent

L'ozone décolore et désinfecte les eaux usées. L'effet désinfectant doit toutefois être contrôlé en fonction de la dose d'ozone et à l'aide d'organismes indicateurs.

8.3.4 Risque pour la sécurité, protection de la santé

Dans la plupart des cas, l'ozone est fabriqué à partir d'oxygène liquide. La manipulation de produits inflammables requiert un transport spécial pour matières dangereuses ainsi qu'un concept de sécurité adapté, un tracé des conduites et des compartiments coupe-feu appropriés. Pour des raisons de protection contre les explosions, les teneurs élevées en oxygène en phase gazeuse requièrent une analyse approfondie.

L'ozone est un gaz très irritant. Il peut s'échapper du courant d'eau et se mêler à l'air. Il convient de prendre des mesures de protection (surveillance, ventilation, arrêt d'urgence, protection de la personne) pour le fonctionnement normal et pour les accidents.

9 CONCLUSION

Il existe différents procédés permettant l'élimination efficace de micropolluants. Les procédés se trouvant actuellement au premier plan sont les procédés utilisant le charbon actif et l'ozone. L'objectif premier de la présente étude était de montrer, pour différents procédés et tailles de STEP, l'impact financier d'un débit maximal d'eau usée traité lors une étape MP. Les avantages de différents débits de dimensionnement pour l'étape de MP devaient, également, être étudiés.

Parmi les dix procédés possibles, quatre procédés ont été choisis, en accord avec l'équipe de projet «Dimensionnement/Redondance» du VSA:

- Ozonation avec filtre à sable
- Dosage de charbon actif en poudre avec étape d'adsorption et de sédimentation suivi d'un filtre à sable à deux couches
- ActifloCarb® avec filtration par toile en aval
- Dosage direct de charbon actif en poudre dans la biologie

Une première étape consistait à étudier l'effet du débit maximal d'eau usée traité sur la performance (élimination de composés traces = utilité). L'évaluation des différentes approches visant à déterminer le volume maximal d'eau usée à traiter a montré ce qui suit:

- Dans l'approche Q, seul le débit d'eau usée traité a été pris en compte. Le rapport $Q_{\max,STEP}/Q_{d,TS,VSA}$ a une grande influence sur le débit maximal d'eau usée à traiter. Pour les installations ayant un rapport $Q_{\max,STEP}/Q_{d,TS,VSA}$ faible, il suffit de diriger un maximum de $1,5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$ vers l'étape d'élimination des micropolluants pour traiter 90% du débit d'eau usée annuel. Pour les installations ayant un rapport $Q_{\max,STEP}/Q_{d,TS,VSA}$ élevé, il faut diriger $2 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ vers la nouvelle étape pour traiter 90% du débit d'eau usée annuel.
- L'analyse des flux de matières à l'échelle des bassins versants montre, à l'aide de quatre exemple différents, qu'à partir de $Q_{d,TS,VSA}$ l'augmentation du débit maximal d'eau usée traité dans l'étape d'élimination des micropolluants a une influence quasiment négligeable sur la concentration de composés traces dans les eaux superficielles et souterraines. Pour un débit maximal d'eau usée traité supérieur à $Q_{d,TS,VSA}$, la réduction supplémentaire de la concentration en micropolluants dans le milieu récepteur est le plus souvent relativement faible. En outre, l'analyse des flux de matières a montré que, parallèlement aux rejets des STEP, le ruissellement dans les lacs ou les cours d'eau exerce une très grande influence sur les concentrations de composants traces dans les eaux superficielles et souterraines. Il faudrait impérativement étudier ces effets pendant les années d'extrême sécheresse.
- L'évaluation de la charge polluante montre que, pour la plupart des STEP, la réduction de la charge polluante augmente considérablement jusqu'à une plage allant de $1,5 Q_{d,TS,VSA}$ à $2 Q_{d,TS,VSA}$. A partir de ce débit d'eau usée, un traitement supplémentaire d'un plus débit dans l'étape MP ne permet d'obtenir qu'une aug-

mentation très restreinte de la réduction de la charge polluante.

- Une analyse détaillée au moyen de simulations dynamiques peut aider à tenir compte, au moment de la planification de l'installation, des effets dynamiques comme l'entraînement de micropolluants dissous hors de la biologie et de la décantation secondaire en cas de pluie. Dans le cas d'un traitement partiel du débit, une charge significative de composés traces n'ayant pas subi de traitement supplémentaire risque ainsi de se retrouver dans le milieu récepteur en passant par le bypass.
- Lors du choix du débit d'eau de dimensionnement, l'analyse d'une journée type par temps sec est, elle aussi, importante pour s'assurer que par temps sec, la totalité des eaux usées peut être traitée dans l'étape d'élimination des micropolluants.
- Tout particulièrement pour les STEP ayant un important volume de stockage d'eaux mélangées sur leur réseau d'assainissement, pour les STEP connaissant des variations saisonnières de charges ainsi que pour les STEP ayant une mauvaise dilution dans le milieu récepteur, les approches présentées pour le choix du débit à traiter dans le cadre de l'étape d'élimination des micropolluants avec un débit partiel devraient être appliquées .

La nécessité de redondance des composantes critiques, afin d'avoir une disponibilité suffisante de l'étape d'élimination des micropolluants, a été également étudiée. L'analyse a montré que, même dans des conditions défavorables, les installations à une seule ligne de traitement fonctionneront plus de 90% du temps (malgré les interruptions dues à la maintenance et aux incidents). Cela correspond à un temps d'arrêt de maximum 1 mois par an. Pour une disponibilité totale, l'installation doit être entièrement redondante. Pour des raisons techniques, les grandes installations doivent de toute façon avoir une certaine redondance de la plupart de ses composants.

Pour cette étude, quatre procédés ont été étudiés plus en détails. Il est important de noter que ces procédés ne sont pas de fait recommandés par les auteurs ou de l'équipe de projet. Ce choix avait pour but l'étude de la plus large palette possible de procédés techniques, afin d'obtenir une évaluation la plus fiable possible de leur impact financier.

L'objectif du modèle de coûts est de présenter et de comprendre la variation des coûts en fonction du choix du débit d'eau usée à traiter et de la redondance. Cependant, les chiffres absolus dépendent fortement des installations, des débits de dimensionnement et des coûts unitaires choisis, ils ne peuvent donc pas être appliqués à d'autres installations sans réserves.

Le modèle de coûts est basé sur des calculs de coûts détaillés pour les cinq stations d'épuration choisies dans le cadre de l'étude des coûts de 2008 [27]. Dans le projet actuel, des facteurs de correction ont été calculés pour les modifications du débit d'eau entrant, des volumes de réacteur nécessaires et de la redondance choisie. La nouvelle Loi fédérale sur la protection des eaux et l'Ordonnance sur la protection des eaux prévoient une taxe sur les eaux usées ainsi qu'une indemnisation des

coûts d'investissement. Le modèle de coûts présenté ici ne tient toutefois pas compte ni des redevances, ni des indemnisations.

Les résultats du modèle de coûts révèlent les points essentiels suivants:

- Une augmentation du débit de dimensionnement de $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ à $2 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ entraîne, pour les différents procédés et classes de taille, une augmentation des coûts annuels de 6% à 13%.
- Une réduction du débit de dimensionnement de $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ à $1,0 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ entraîne, pour les différents procédés et classes de taille, une réduction des coûts annuels de -10% à -16%. Le débit traité est toutefois inférieur d'env. 15%. Néanmoins, lorsque $Q_{max,MP} = Q_{d,TS,VSA}$, il arrive souvent que la pointe journalière ne puisse pas complètement être traitée par temps sec.
- Lorsque, au lieu d'être dimensionnée avec $1,5 Q_{d,TS,VSA}$, l'étape MP est dimensionnée en fonction de la capacité hydraulique totale de la STEP, les coûts annuels pour les différents procédés et classes de taille augmentent de 10 à 47% et les coûts d'investissement de 11 à 54% par rapport au scénario de référence avec $1,5 Q_{d,TS,VSA}$
- Si les installations sont construites de façon totalement redondante, c.-à-d. avec une disponibilité de 100% au lieu de 90%, les coûts annuels augmentent de façon très différente selon le procédé utilisé et la taille de l'installation. Tandis que, pour des raisons techniques, les grandes installations doivent être construites d'office avec plusieurs lignes de traitement et sont donc, de toute façon, totalement redondantes, les coûts annuels pour les installations les plus petites augmentent de 6% (dosage direct, filtration incl.) à 24% (Actiflo®Carb avec filtre textile).
- La variation de la concentration en carbone organique dissous COD, qui joue un rôle important dans l'ozonation, a une nette influence sur les coûts. Pour les installations les plus petites, l'augmentation des coûts annuels (filtration non incl.) est de 3,5%, pour les plus grandes installations de 15%. Les grandes installations sont plus touchées car, pour celles-ci, les coûts d'exploitation sont plus importants.
- L'augmentation ou la réduction du dosage de CAP spécifique a, conformément aux attentes, une grande influence sur les coûts d'exploitation. Pour la variante de base avec $Q = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ et 90% de disponibilité, les coûts annuels augmentent ou diminuent d'env. 4 à 10% pour les installations les plus petites et d'env. 9% à 16% pour les installations les plus grandes. Les grandes installations tendent, à nouveau, à être plus touchées, car les coûts d'exploitation représentent pour celles-ci une part plus élevée des coûts annuels.

L'influence sur les coûts des facteurs examinés dépend, d'une part, des procédés mais, d'autre part, aussi nettement de la taille de l'installation ; les coûts d'exploitation constituant pour les grandes installations une part plus importante des coûts annuels que pour les petites installations. Le modèle montre aussi clairement que les grandes installations ont des coûts spécifiques nettement inférieurs à ceux des petites installations.

Une étape de traitement des micropolluants augmente l'ensemble des coûts d'exploitation de la station d'épuration ; elle requiert, d'une part, l'exploitation de systèmes supplémentaires et d'autre part l'étape MP influence les autres éléments et le fonctionnement général de l'installation. Les exigences en matière de sécurité jouent un rôle important. L'ozone est un gaz irritant et, en outre, des produits dangereux comburants ou explosifs (oxygène liquide ou charbon actif en poudre) sont manipulés et entreposés. Le CAP peut avoir des effets divers sur la biologie des boues activées (propriétés de décantation, âge des boues) et comporte un risque de dépôts dans conduites ou d'abrasion. Parallèlement à l'élimination des composés traces, l'ozone aussi bien que le CAP ont d'autres effets collatéraux positifs sur la qualité de l'effluent (par ex. décoloration et réduction des émissions olfactives).

Liestal, le 23 juillet 2015

HOLINGER SA

Ruedi Moser
Repr. chef de projet

Dr. Michael Thomann
Chef de projet

Dr. Thomas Hug
Ingénieur de projet

Johanna Obrecht
Ingénieure de projet

10 BIBLIOGRAPHIE

1. BAFU – Mikroverunreinigungen, www.bafu.admin.ch/micropoll
2. Hydrologische Daten der Schweiz
<http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01832/01853/index.html?lang=de>
3. Rosenstiel, R., et al. (2008): Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen, Kostenstudie, Hunziker.
4. Haltmeier, T., et al. (2012): Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser, Planung und Finanzierung – Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser, BAFU.
5. Abegglen, C., et al. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Umwelt-Wissen, BAFU.
6. Aktivkohle in der Abwasserreinigung, Symposium Aktivkohle, Tagungsband, 23./24. Juni 2010, Mannheim.
7. Zwickenpflug, B., et al. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht, Eawag.
8. Böhler, M., et al. (2012): Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels PAK in einem Actiflo®Carb und durch Ozon auf der ARA Schöna, Cham (GVRZ), Technologieförderungsprojekt des Bundesamtes für Umwelt (Bafu), Bern, Herausgeber: Alpha Umwelttechnik AG, Nidau
9. Böhler, M., et al. (2011): Abschlussbericht Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon, Eawag.
10. ARA Flos Wetzikon, www.araflos.ch
11. Abegglen, C., et al. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser – Pilotversuch Regensdorf, Abschlussbericht, Eawag/BAFU.
12. Margot, J., et al. (2011): Traitement des micropolluants dans les eaux usées, Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne), OFEV
13. VSA (2006): Definition und Standardisierung von Kennzahlen für die Abwasserentsorgung.
14. Metzger, S. (2010): Abwasserbehandlung mit Pulveraktivkohle – ein Verfahrensvergleich, Präsentation, Symposium Aktivkohle.
15. Abteilung Umweltchemie der Eawag, Stand Dezember 2014
http://www.eawag.ch/forschung/uchem/beratung/index_FR
16. Götz, C., et al. (2011): „Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser“ – Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf.
17. Ökotoxzentrum, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, Vorschläge für akute und chronische Qualitätskriterien für ausgewählte schweizrelevante Substanzen, Stand September 2014

<http://www.oekotoxzentrum.ch/index>

18. Ort, Ch., et al. (2009): Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks. *Env. Sci. Tech.*, 43 (9).
19. Gälli, R., et al. (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern, Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung, BAFU.
20. Amt für Industrielle Betriebe
<http://www.baselland.ch/Industrielle-Betriebe.273882.0.html>
21. Statistisches Amt des Kantons Basel-Landschaft
<http://www.statistik.bl.ch/>
22. Steckbriefe Zürcher ARA, AWEL
http://www.awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/betriebe_anlagen_baustellen/abwasserreinigungsanlagen/standorte.html
23. Ochsenbein, U., et al. (2008): Starke Belastung der Urtenen bei Regenwetter, GSA Info, 2
24. Bürge, I., et al. (2003): Caffeine, an Anthropogenic Marker for Wastewater Contamination of Surface Waters, *Environ. Sci. Technol.*, 32 (4), pp. 691 – 700.
25. Bürge, I., et al. (2006): Combined Sewer Overflows to Surface Waters Detected by the Anthropogenic Marker Caffeine, *Environ. Sci. Technol.*, 40 (13), pp. 4096-4102
26. Thomann, M. (2014): Dimensionierungsansätze für die 4. Reinigungsstufe, KomS-Technologieforum Spurenstoffe, Tagung, Klärwerk Steinhäule in Neu-Ulm, Fachvortrag, 17. Juli 2014.
27. Hunziker (2008): Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen – Kostenstudie. Eine Studie der Gebrüder Hunziker AG im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU.
28. BG (2012): Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser. Eine Studie der BG Ingenieure AG im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU.
29. GVRZ (2012): Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels PAK in einem Actiflo® Carb und durch Ozon auf der ARA Schöna, CHAM (GVRZ).
30. Krüger Scheibenfilter
http://www.krugerusa.com/medias/references/hydrotech_discfilters-vs_conventional.htm (Stand Juni 2013)
31. Hunziker (2009). Wiederbeschaffungswert von Abwassereinigungsanlagen. Eine Studie der Hunziker Betatech AG im Auftrag des Amts für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL).
32. Pinnekamp, J., et al. (2012): Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben, Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsan-

lagen durch den Einsatz von Aktivkohle, (MIKROFlock).

TABLE DES FIGURES

Figure 1:	Bypass de l'étape d'élimination des micropolluants.....	11
Figure 2:	Schéma de fonctionnement du procédé d'Ulm avec recirculation du CAP chargé dans l'étape biologique.....	17
Figure 3:	Schéma de fonctionnement Actiflo®Carb	18
Figure 4:	Schéma de fonctionnement du dosage direct de la poudre dans la biologie..	18
Figure 5:	Schéma de fonctionnement de l'ozonation avec filtre à deux couches.....	19
Figure 6:	Mesures d'entrée STEP Hard 2008 – 2011	20
Figure 7:	Distribution cumulée du volume d'eaux usées à l'entrée de la STEP Hard. Rouge: $Q_{d,50\%}$ (= quantile de 50%) et $Q_{d,20\%}$ (= quantile de 20%), Noir: $Q_{d,TS,VSA}$	21
Figure 8:	Volumes d'eaux usées de la STEP Hard répartis par journées de temps sec et de pluie	22
Figure 9:	En haut à gauche: Histogramme des valeurs d'entrée de la STEP Hard. En haut à droite: distribution cumulée des entrées. En bas: Répartition temps sec/temps de pluie.	23
Figure 10:	Méthode Q selon Metzger de [14] – Disposition	25
Figure 11:	Méthode Q selon Metzger de [14] – Résultat	26
Figure 12:	Part d'eaux usées traitée en fonction de $Q_{max,MP}$ par rapport à $Q_{d,TS,VSA}$	27
Figure 13:	Evaluation du volume d'eaux usées traité par heure et par jour pour deux STEP.....	28
Figure 14:	Modélisation du bassin hydrographique.....	30
Figure 15:	Part d'eaux usées locale dans le milieu récepteur de la STEP Ergolz 1.....	31
Figure 16:	Concentration calculée de diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Ergolz 1 avec (gris) et sans (blanc) élimination des micropolluants (hypothèses: capacité d'élimination de 80%, volume d'eaux usées traité $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$)	32
Figure 17:	Répartition cumulée de la concentration de diclofénac dans le milieu récepteur pour différents volumes d'eaux usées maximaux choisis – STEP Ergolz 1	32
Figure 18:	Evolution de la concentration d'ammonium par temps de pluie dans 'Urtenen [23].....	35
Figure 19:	Mesure d'entrée quotidienne et mesure d'entrée utilisée (STEP Birs).....	36
Figure 20:	Schéma de la méthode de l'ammonium pour la détermination de la quantité Q.....	36
Figure 21:	Réduction de la charge pour différents débits maximaux d'eaux usées traités (STEP Birs)	37
Figure 22:	Charge d'ammonium à l'entrée de la STEP et après une élimination de 80% jusqu'à max. $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$	38
Figure 23:	Réduction de la charge pour différents $Q_{max,MP}/Q_{d,TS,VSA}$ de STEP suisses.	38
Figure 24:	Première dérivée de la réduction de charge $F(x)$	39
Figure 25:	Comparaison des résultats des trois méthodes Q.....	40
Figure 26:	Comportement du débit moyen d'eau usée en cas de modification du débit maximal d'eau usée traité ($Q_{max,MP}$)	43
Figure 27:	Coûts d'investissement, d'exploitation et coûts annuels (sans filtration, hors TVA) pour les cinq installations et les quatre procédés étudiés	

	(pour le procédé d'Ulm et le dosage direct, à chaque fois avec ou sans agrandissement de la biologie). Ces quatre procédés sélectionnés (chapitre 3.2) doivent représenter la gamme possible des coûts et leur variabilité. Ces procédés ne doivent pas être considérés comme les procédés recommandés par les auteurs et le groupe de projet.	59
Figure 28:	Coûts d'investissement, d'exploitation et coûts annuels (sans filtration, hors TVA) pour les cinq installations et les quatre procédés étudiés (pour le procédé d'Ulm et le dosage direct, à chaque fois avec ou sans agrandissement de la biologie). Ces quatre procédés sélectionnés (chapitre 3.2) doivent représenter la gamme possible des coûts et leur variabilité. Ces procédés ne doivent pas être considérés comme les procédés recommandés par les auteurs et le groupe de projet.	60
Figure 29:	Variation des coûts d'investissement (graphiques du haut), des coûts d'exploitation (graphiques du milieu) et des coûts annuels (filtration incl., hors TVA) en fonction du changement du débit d'eau pris en compte pour le dimensionnement $Q_{Dim,MP}$. Les valeurs numériques montrent le changement relatif des coûts en fonction de l'augmentation ou de la diminution de $Q_{Dim,MP}$ en partant de la variante de base avec $Q_{Dim,MP} = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$. Les chiffres en rouge montrent la relation entre $Q_{max,STEP}$ et $Q_{d,TS,VSA}$	62
Figure 30:	Variation des coûts annuels (filtration incl., hors TVA) en fonction du changement de la redondance. Les lignes continues montrent la variante de base avec 90% de disponibilité pour $1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$ et les lignes pointillées pour une disponibilité totale de 100%. Les valeurs numériques montrent l'augmentation des coûts en raison de l'augmentation de la disponibilité de 90% à 100%. (variante $Q_{Dim,MP} = 1,5 \cdot Q_{d,TS,VSA}$).....	63
Figure 31:	Part locale d'eaux usées dans le milieu récepteur de la STEP Birsig.	85
Figure 32:	Concentration en diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Birsig sans (vert) et avec (jaune) traitement des micropolluants (capacité d'épuration 80%, débit traité $1,5 Q_{d,TS,VSA}$).....	85
Figure 33:	Répartition cumulée de la concentration en diclofénac dans le milieu récepteur pour différent choix du débit maximal traité – STEP Birsig	86
Figure 34:	Part locale d'eaux usées dans le milieu récepteur de la STEP Frenke 2.	87
Figure 35:	Concentration en diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Frenke 2 sans (vert) et avec (jaune) traitement des micropolluants (capacité d'épuration 80%, débit traité $1,5 Q_{d,TS,VSA}$).....	87
Figure 36:	Répartition cumulée de la concentration en diclofénac dans le milieu récepteur pour différent choix du débit maximal traité – STEP Frenke 2.....	88
Figure 37:	Part locale d'eaux usées dans le milieu récepteur de la STEP Hard.	89
Figure 38:	Concentration en diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Hard sans (vert) et avec (jaune) traitement des micropolluants (capacité d'épuration 80%, débit traité $1,5 Q_{d,TS,VSA}$).....	89
Figure 39:	Répartition cumulée de la concentration en diclofénac dans le milieu récepteur pour différent choix du débit maximal traité – STEP Hard	90
Figure 40:	Beispiel für Korrekturfaktoren für die Kostenpositionen des Kostenmodells 2008 [27] nach neuen Dimensionierungsgrößen und	

	Redundanz. Die Kurven sind aus Daten für SBR-Reaktoren inkl. Gebläsestation hergeleitet ($b_{\text{Bau}} = 0.784$, $b_{\text{EMT}} = 0.620$). Die Punkte zeigen die Faktoren für die Umrechnung der Investitionskosten der Ozon-Reaktoren für die ARA Aadorf, entsprechend dem Beispiele in Tableau 28	105
Figure 41:	Das Verhältnis von Betriebs- und Kapitalkosten verändert sich mit der Grösse der Anlage und dem Verfahren. (Dargestellt Kosten inkl. Filtration für die Grundvariante mit $q = 1.5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$, für die ARA Untersee und ARA Au).	107
Figure 42:	Veränderung der Investitionskosten (obere Grafiken), der Betriebskosten (mittlere Grafiken) und der Jahreskosten (untere Grafiken) (ohne Filtration, exkl. MwSt.) durch die Veränderung der Dimensionierungswassermenge $Q_{\text{max,MV}}$. Die Zahlenwerte zeigen die mittlere Abweichung der Kosten durch die Erhöhung bzw. Erniedrigung von $Q_{\text{max,MV}}$ aus gehend von der Grundvariante mit $Q_{\text{max,MV}} = 1.5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$	109
Figure 43:	Veränderung der Jahreskosten (ohne Filtration) durch die Veränderung der Redundanz. Die Zahlenwerte zeigen die mittlere Erhöhung der Kosten von 90% Verfügbarkeit (ausgezogene Linien) auf 100% Verfügbarkeit (gestrichelte Linien). Die Farben unterscheiden die drei unterschiedlichen Dimensionierungswassermengen.	109

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1:	Evaluation des volumes entrants dans la STEP Hard de 2008 – 2011	21
Tableau 2:	Histogramme d'évaluation de sept STEP suisses	23
Tableau 3:	Débit de temps sec et volume d'eaux usées maximal de différentes STEP suisses	27
Tableau 4:	Concentration moyenne de différents composés traces à la sortie des stations d'épuration selon Götz et al. [16]. Critères de qualité chroniques de divers micropolluants selon le Centre Ecotox [17].	29
Tableau 5:	Données concernant les STEP [1,20,21,22]	31
Tableau 6:	Classes de taille et stations d'épuration choisies pour le dimensionnement et le modèle de coûts.	42
Tableau 7:	$Q_{\text{moyen,MP}}$ en fonction du débit maximal d'eau usée traité	44
Tableau 8:	Valeurs de dimensionnement choisies pour le procédé d'Ulm	45
Tableau 9:	Valeurs de dimensionnement choisies pour Actiflo®Carb.	45
Tableau 10:	Valeurs de dimensionnement choisies pour le dosage direct de charbon actif en poudre dans la biologie	46
Tableau 11:	Valeurs de dimensionnement choisies pour l'ozonation	46
Tableau 12:	Hypothèses pour le calcul de la variante de base	47
Tableau 13:	Modification des paramètres	47
Tableau 14:	Tous les scénarii à étudier par chaque procédé	48
Tableau 15:	Redondance nécessaire pour une disponibilité partielle de l'étape de traitement (90% du temps).	50
Tableau 16:	Redondance recommandée pour une disponibilité totale de l'étape de traitement (100% du temps).	51
Tableau 17:	Hypothèses pour les coûts d'EMCR et de CVCS pour le dosage direct et le procédé Actiflo®Carb.	53
Tableau 18:	Consommation d'électricité spécifique selon l'étude de coûts 2008 [27], y compris 6% de supplément pour les appareils auxiliaires et l'infrastructure. ...	56
Tableau 19:	Hypothèses pour le calcul de la production de boues	56
Tableau 20:	Bases de dimensionnement	93
Tableau 21:	Dimensionnement ozonation pour $Q_{\text{max,MP}} = 1.5 Q_{\text{d,TW,VSA}}$	93
Tableau 22:	Dimensionnement procédé d'Ulm pour $Q_{\text{max,MP}} = 1.5 Q_{\text{d,TS,VSA}}$	94
Tableau 23:	Dimensionnement procédé ActifloCarb® pour $Q_{\text{max,MP}} = 1.5 Q_{\text{d,TS,VSA}}$	95
Tableau 24:	Dimensionnement dosage direct dans la biologie pour $Q_{\text{max,MP}} = 1.5 Q_{\text{d,TS,VSA}}$	95
Tableau 25:	Dimensionnement du filtre à sable dans l'étude de coûts de 2008 [27]	96
Tableau 26:	Composantes critiques de l'installation et temps d'arrêt attendu pour l'étude de la redondance nécessaire	99
Tableau 27:	Positionen der Investitionskosten entsprechend der Kostenstudie 2008 [27] mit Anteil der Filtration und der Korrekturfaktoren für die neue Zuflussmenge (Q), das neue Reaktorvolumen (V) bzw. die Anzahl redundanter Systeme (n)	103
Tableau 28:	Beispiel der Korrekturfaktoren für den Ozonreaktor für die ARA Aadorf und die Grundvariante mit $Q=1.5 \cdot Q_{\text{d,TW,VSA}}$	105
Tableau 29:	Wichtige Parameter des Kostenmodells 2013	106

Tableau 30:	Jahreskosten [CHF/a] für Personal, Analytik und Serviceverträge (übernommen aus [28])	106
Tableau 31:	Jahreskosten in Franken pro Einwohnerwert (EW) und Jahr für alle Szenarien	110
Tableau 32:	Abweichung der Jahreskosten durch Veränderung der zu behandelnden Abwassermenge (relative Abweichungen von der Grundvariante mit $Q_{\max, MV} = 1.5 \cdot Q_{d, TW, VSA}$)	116
Tableau 33:	Zunahme der Jahreskosten durch Vergrößerung der Redundanz (Verfügbarkeit von 90% auf 100%).	117
Tableau 34:	Zunahme der Jahreskosten durch erhöhte Nitrit-Konzentration im Zulauf zur MV-Stufe höher (im Vergleich zur Grundvariante).	118
Tableau 35:	Zunahme der Jahreskosten durch erhöhte DOC-Konzentration im Zulauf zur MV-Stufe höher (im Vergleich zur Grundvariante).	119
Tableau 36:	Zunahme der Jahreskosten durch erhöhte GUS-Konzentration im Zulauf zur MV-Stufe höher (im Vergleich zur Grundvariante).	120
Tableau 37:	Zunahme der Jahreskosten durch tiefere PAK-Dosierung (im Vergleich zur Grundvariante)	121
Tableau 38:	Zunahme der Jahreskosten durch höhere PAK-Dosierung (im Vergleich zur Grundvariante)	122

Annexe 1

Méthode du bassin versant

STEP Birsig

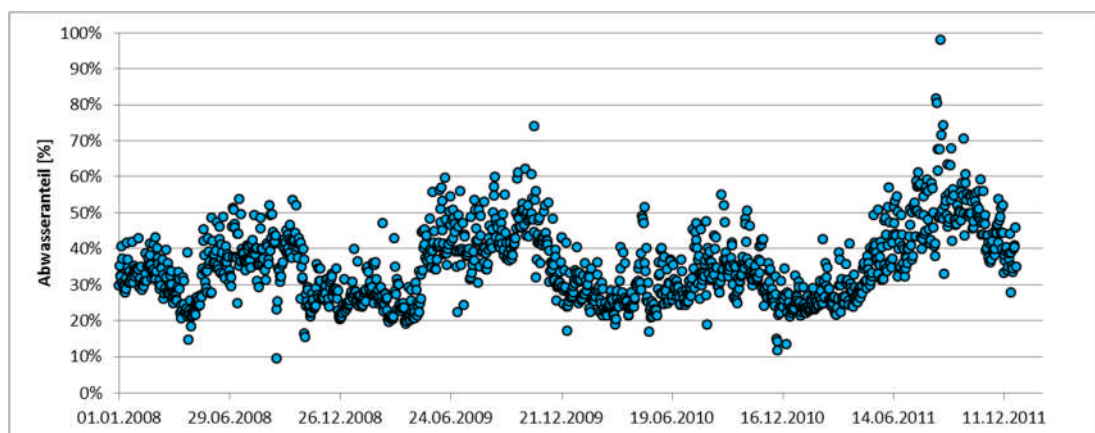


Figure 31: Part locale d'eaux usées dans le milieu récepteur de la STEP Birsig.

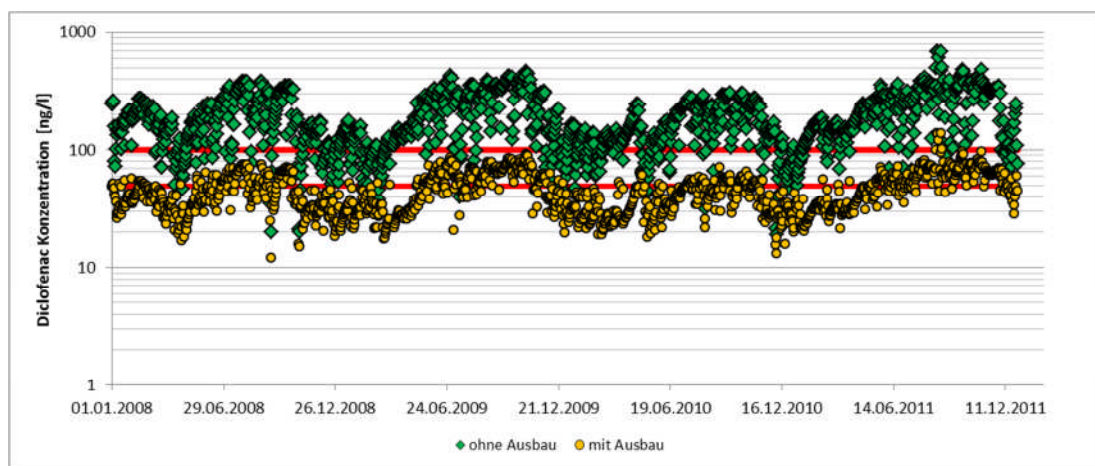


Figure 32: Concentration en diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Birsig sans (vert) et avec (jaune) traitement des micropolluants (capacité d'épuration 80%, débit traité $1.5 Q_{d,TS,VSA}$)

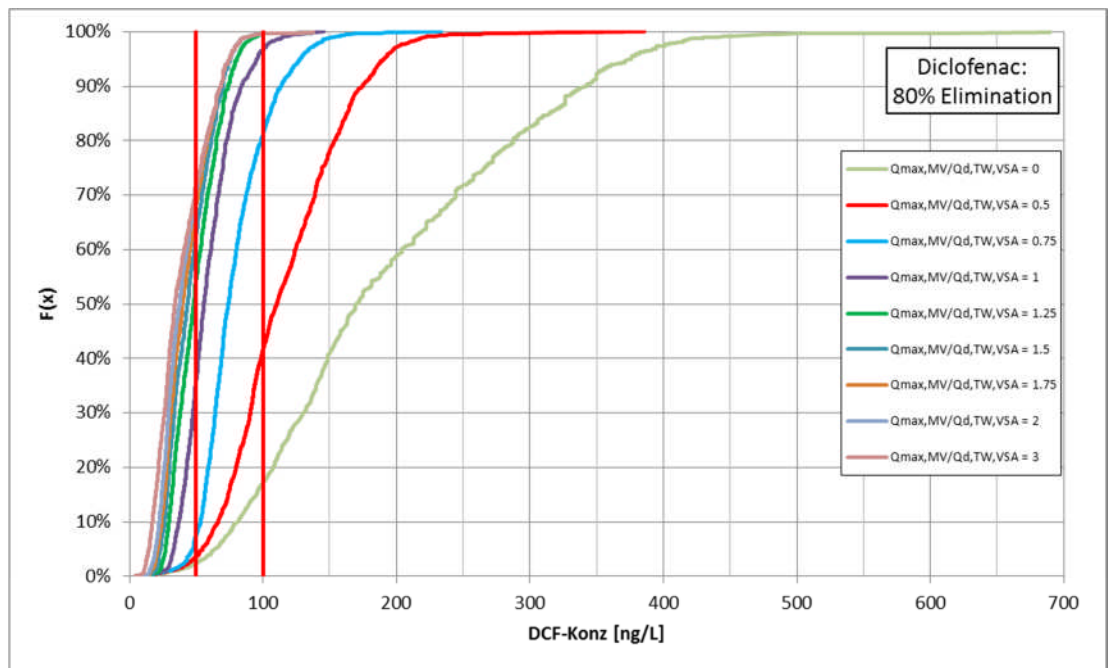


Figure 33: Répartition cumulée de la concentration en diclofénac dans le milieu récepteur pour différent choix du débit maximal traité – STEP Birsig

STEP Frenke 2

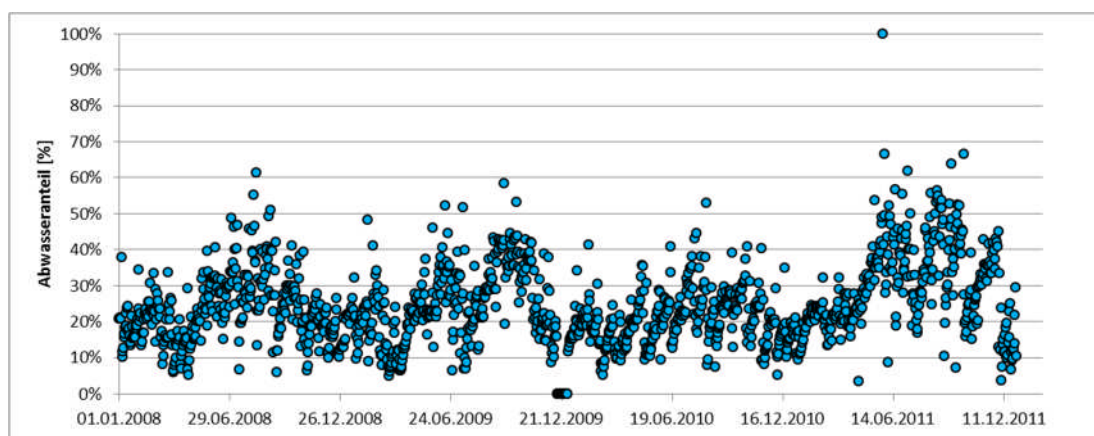


Figure 34: Part locale d'eaux usées dans le milieu récepteur de la STEP Frenke 2.

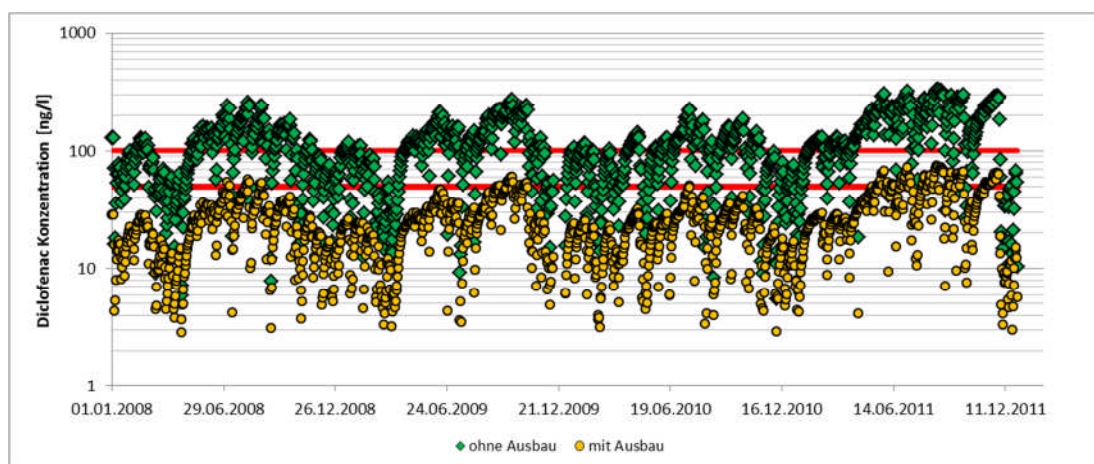


Figure 35: Concentration en diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Frenke 2 sans (vert) et avec (jaune) traitement des micropolluants (capacité d'épuration 80%, débit traité $1.5 Q_{d,TS,VSA}$)

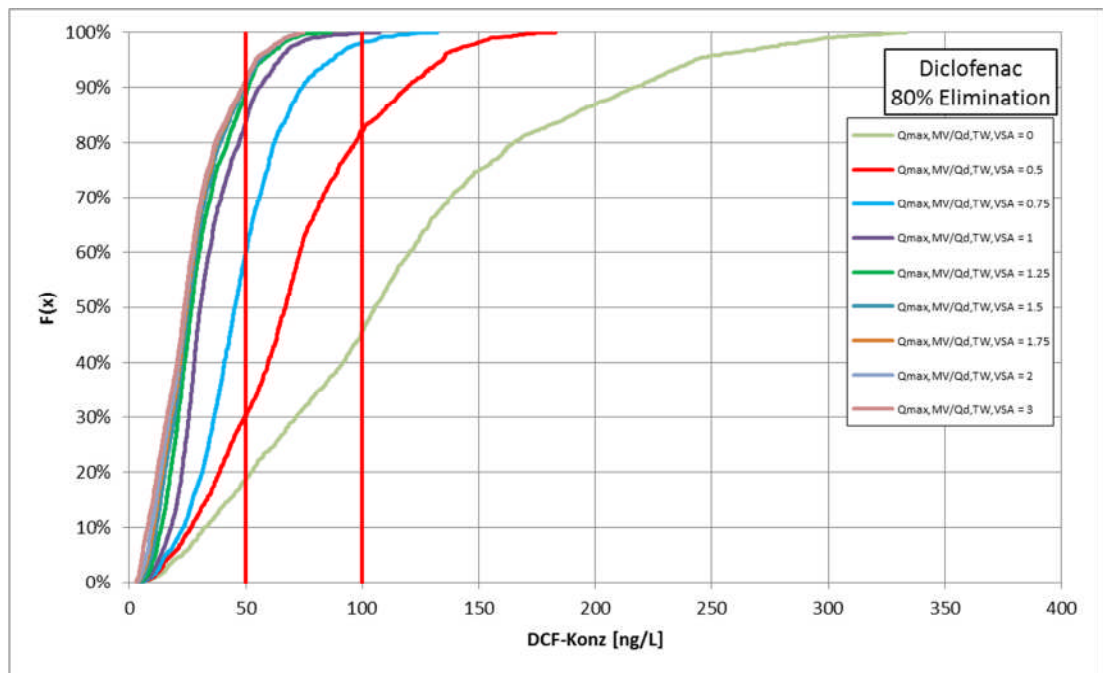


Figure 36: Répartition cumulée de la concentration en diclofénac dans le milieu récepteur pour différent choix du débit maximal traité – STEP Frenke 2

STEP Hard

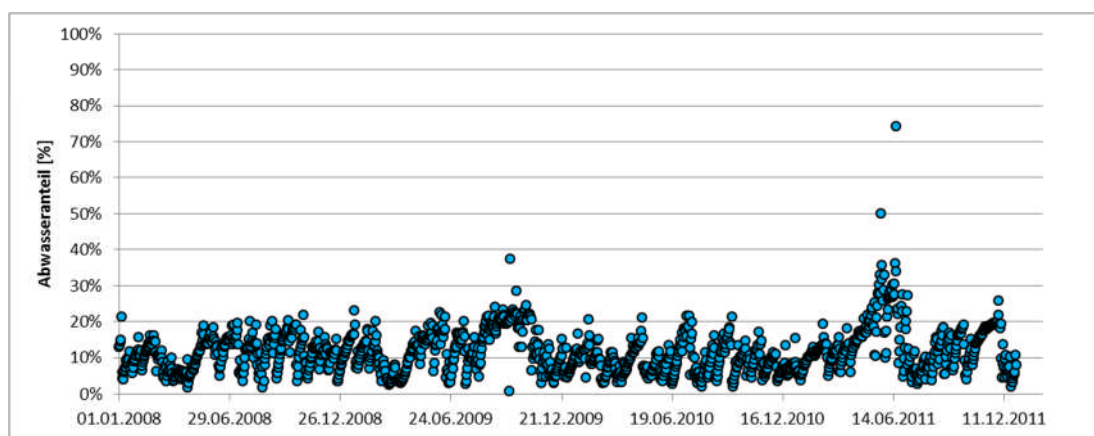


Figure 37: Part locale d'eaux usées dans le milieu récepteur de la STEP Hard.

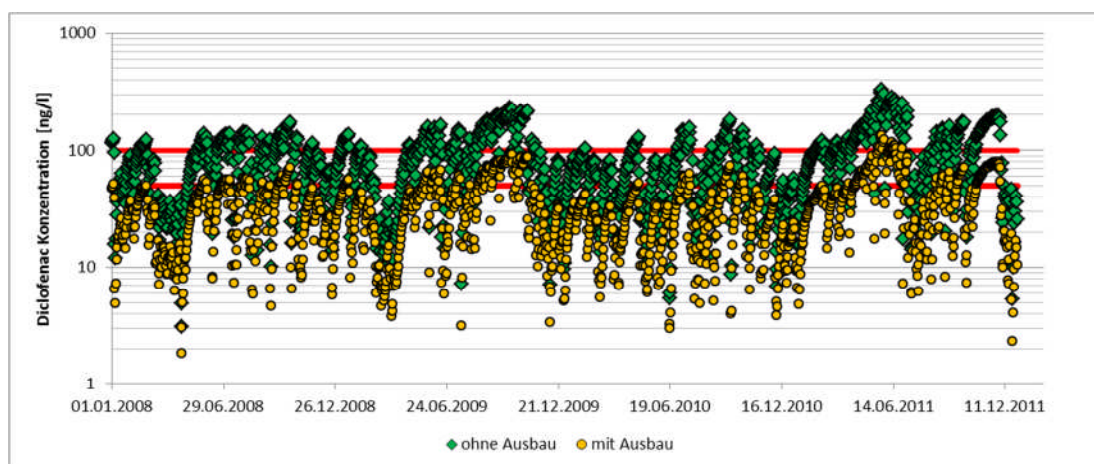


Figure 38: Concentration en diclofénac dans le milieu récepteur de la STEP Hard sans (vert) et avec (jaune) traitement des micropolluants (capacité d'épuration 80%, débit traité $1.5 Q_{d,TS,VSA}$)

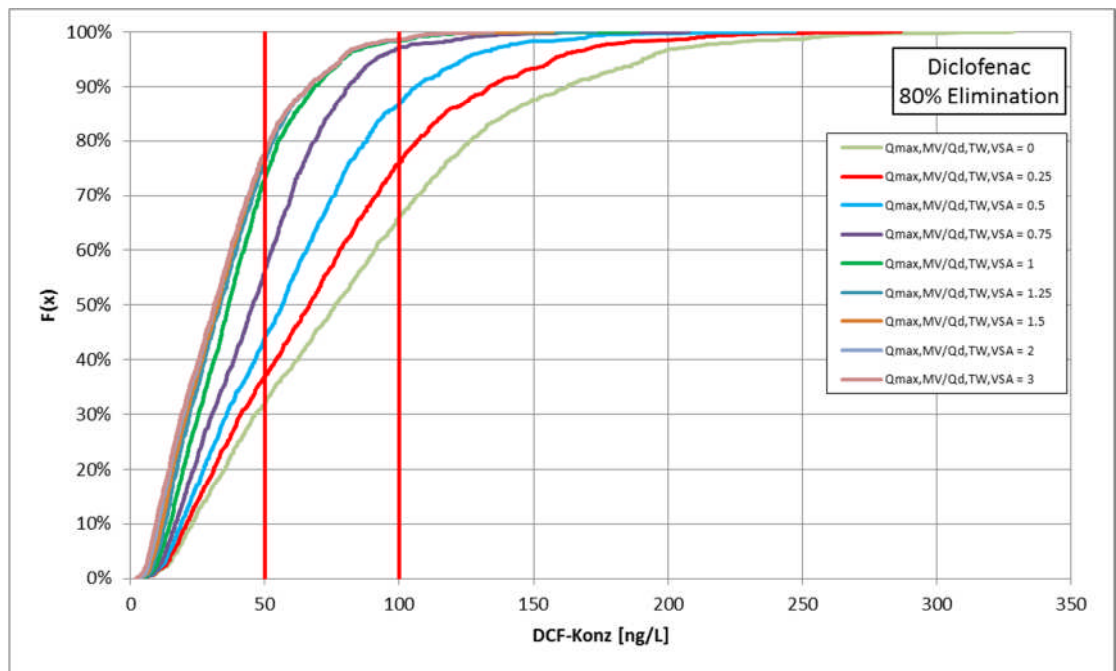


Figure 39: Répartition cumulée de la concentration en diclofénac dans le milieu récepteur pour différent choix du débit maximal traité – STEP Hard

Annexe 2

Dimensionnement des procédés pour l'élimination des micropolluants

Tableau 20: Bases de dimensionnement

Grundlagen

			Untersee	Aadorf	ARA Furt	Au	Luzern
Diverses			4'680	12'500	26'000	38'000	150'000
Einwohner							Stand 2005
Abwassermengen							
Abwassermenge Trockenwetterfall	$Q_{d,TW,VSA}$	[m ³ /d]	1'539	6'056	7'758	16'211	75'623 $Q_{d,TW}$ nach VSA bestimmt Messdaten 2008 -2011
$Q_{d,TW,VSA}$							
Maximal zu behandelnde Abwassermenge	$Q_{max,MV}$	[m ³ /d]	1'539	6'056	7'758	16'211	75'623
Mittlere Abwassermenge in Fkt von $Q_{max,MV}$	$Q_{mittel,MV}$	[m ³ /d]	1'480	5'614	7'474	15'287	72'861 Messdaten 2008 -2011
$1.5 Q_{d,TW,VSA}$							
Maximal zu behandelnde Abwassermenge	$Q_{max,MV}$	[m ³ /d]	2'309	9'084	11'637	24'317	113'435
Mittlere Abwassermenge in Fkt von $Q_{max,MV}$	$Q_{mittel,MV}$	[m ³ /d]	1'759	7'035	8'836	18'839	86'964 Messdaten 2008 -2011
$2 Q_{d,TW,VSA}$							
Maximal zu behandelnde Abwassermenge	$Q_{max,MV}$	[m ³ /d]	3'078	12'112	15'516	32'422	151'246
Mittlere Abwassermenge in Fkt von $Q_{max,MV}$	$Q_{mittel,MV}$	[m ³ /d]	1'871	7'711	9'350	20'779	92'211 Messdaten 2008 -2011
$Q_{max,ARA}$							
Maximal zu behandelnde Abwassermenge	$Q_{max,MV}$	[m ³ /d]	6'430	18'198	28'858	52'089	200'578
Mittlere Abwassermenge in Fkt von $Q_{max,MV}$	$Q_{mittel,MV}$	[m ³ /d]	1'959	7'927	9'723	22'338	93'725 Messdaten 2008 -2011
Konzentrationen							
GUS-Konzentration Ablauf Nachklärung	C_{GUS}	[mg/l]	10	10	10	10	10 Annahme
DOC-Konzentration Ablauf Nachklärung	C_{DOC}	[mg/l]	7	7	7	7	7 Annahme
Nitrit-Konzentration Ablauf Nachklärung	C_{NO2-N}	[mg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0 Annahme
CSB _{gelöst} -Konzentration Ablauf Nachklärung	$C_{CSB,gelöst}$	[mg/l]	21	21	21	21	21 Annahme

Tableau 21: Dimensionnement ozonation pour $Q_{max,MP} = 1.5 Q_{d,TW,VSA}$

Dimensionierung Ozonung

		Untersee	Aadorf	ARA Furt	Au	Luzern
Spezifische Grundlagen Ozonung						
Verhältnis Ozon / DOC	[g/g]	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Verhältnis Ozon / NO ₂ -N	[g/g]	3.4	3.4	3.4	3.4	3.4
Aufenthaltszeit (20 min bei $Q_{max,MV}$)	[h]	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
Anzahl Strassen	[Stk]	1	2	2	4	4
$Q_{max,MV}$	[m ³ /d]	2'309	9'084	11'637	24'317	113'435
Q_{Mittel}	[m ³ /d]	1'759	7'035	8'836	18'839	86'964

Dimensionierung Reaktor

Aufenthaltszeit (20 min bei $Q_{max,MV}$)	[h]	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
Erforderliches Volumen	[m³]	32	63	81	84	394

Ozonbedarf bei $Q_{max,MV}$

DOC						
DOC-Konzentration im Mittel	[mg/l]	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0
Verhältnis Ozon / DOC	[g _{O3} /g _{DOC}]	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Ozonbedarf für DOC bei $Q_{max,MV}$	[kg _{O3} /d]	13	51	65	136	635

Nitrit

NO ₂ -N-Konzentration im Mittel	[mg/l]	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Verhältnis Ozon / NO ₂ -N	[g _{O3} /g _{NO2N}]	3.4	3.4	3.4	3.4	3.4
Ozonbedarf für NO ₂ -N bei $Q_{max,MV}$	[kg _{O3} /d]	0	0	0	0	0
O ₃ -Bedarf bei $Q_{max,MV}$	[kg _{O3} /d]	13	51	65	136	635
	[kg _{O3} /h]	0.5	2.1	2.7	5.7	26.5

Betriebsmittel

Jährlicher Ozonbedarf für DOC bei $Q_{mittel,MV}$	[kg _{O3} /a]	3'595	14'380	18'061	38'507	177'754
Jährlicher Ozonbedarf für NO ₂ -N bei $Q_{mittel,MV}$	[kg _{O3} /d]	0	0	0	0	0
Jährlicher Ozonbedarf bei $Q_{mittel,MV}$	[kg _{O3} /d]	3'595	14'380	18'061	38'507	177'754

Tableau 22: Dimensionnement procédé d'Ulm pour $Q_{\max,MP} = 1.5 Q_{d,TS,VSA}$
Dimensionierung Ulmer-Verfahren

		Untersee	Aadorf	ARA Furt	Au	Luzern
Spezifische Grundlagen Ulmer-Verfahren						
PAK-Dosierung	[mg/l]	15	15	15	15	15
Fällmittel-Dosierung	[mg/l]	4	4	4	4	4
Flockmittel-Dosierung	[mg/l]	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Adsorptionsstufe						
Erforderliches PAK-Schlammalter	[d]	2	2	2	2	2
Sedimentation						
Auslegung Sedimentation gemäss ATV A131						
ISV	[ml/g]	120	120	120	120	120 Annahme
Schlammvolumenbeschickung	qsv [l/(m ² *h)]	450	450	450	450	450 Annahme
Eindickzeit	[h]	2	2	2	2	2 Annahme
Verdünnungsfaktor Räumssystem	[-]	1	1	1	1	1 Annahme
Anzahl Strassen	[Stk.]	1	2	2	4	4
Q _{max,MV}	[m ³ /d]	1'539	3'028	3'879	8'106	37'812
Q _{mittel,MV}	[m ³ /d]	1'759	7'035	8'836	18'839	86'964
Pulveraktivkohleadsorption						
GUS-Fracht Ablauf Nachklärung bei Q _{max,MV}	[kg/d]	23	91	116	243	1'134
PAK-Fracht bei Q _{max,MV}	[kg/d]	35	136	175	365	1'702
Gebildete Fällschlammmenge bei Q _{max,MV}	[kg/d]	18	69	89	186	867
CSB-Adsorption auf PAK	[kg/d]	24	95	122	255	1'191 Annahme für CSB _{adsorbiert} · i _{TS,CSB} = '
Gesamtschlammmenge	[kg/d]	100	392	502	1'049	4'894
TS-Konz in PAK-Adsorption	[kg/m ³]	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
Volumen PAK-Adsorption erforderlich	[m³]	66	261	335	699	3263
PAK-Sedimentation						
Erforderliche Beckenoberfläche Sedimentation	[m²]	77	303	388	811	3'781
Betriebsmittel						
		Untersee	Aadorf	ARA Furt	Au	Luzern
Jährlicher PAK-Bedarf bei Q _{mittel,MV}	[kg/a]	9'631	38'517	48'377	103'144	476'128
Jährlicher Fällmittelbedarf bei Q _{mittel,MV}	[kg/a]	2'568	10'271	12'901	27'505	126'967
Jährlicher Flockmittelbedarf bei Q _{mittel,MV}	[kg/a]	321	1'284	1'613	3'438	15'871

Tableau 23: Dimensionnement procédé ActifloCarb® pour $Q_{\max,MP} = 1.5 Q_{d,TS,VSA}$

Dimensionierung ActifloCarb®		Untersee	Aadorf	ARA Furt	Au	Luzern
Spezifische Grundlagen Actiflo®Carb						
PAK-Dosierung	[mg/l]	20	20	20	20	20
Fällmittel-Dosierung	[mg/l]	4	4	4	4	4
Flockmittel-Dosierung	[mg/l]	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Anzahl Strassen	[Stk]	1	2	4	6	8
$Q_{\max,MV}$	[m³/d]	2'309	9'084	11'637	24'317	113'435
$Q_{\text{mittel},MV}$	[m³/d]	1'759	7'035	8'836	18'839	86'964
PAK-Reaktor						
Hydraulische Aufenthaltszeit bei $Q_{\max,MV}$	[min]	14	14	14	14	14
Erforderliches Volumen	[m³]	22	88	113	236	1'103
Fällungs-Reaktor						
Hydraulische Aufenthaltszeit bei $Q_{\max,MV}$	[min]	6	6	6	6	6
Erforderliches Volumen	[m³]	10	38	48	101	473
Flockungs-Reaktor						
Hydraulische Aufenthaltszeit bei $Q_{\max,MV}$	[min]	10	10	10	10	10
Erforderliches Volumen	[m³]	16	63	81	169	788
PAK-Sedimentation						
Geschwindigkeit	[m/h]	30	30	30	30	30
Erforderliche Beckenoberfläche A_{NKB} gesamt	[m²]	3	13	16	34	158
Betriebsmittel						
Jährlicher PAK-Bedarf bei $Q_{\text{mittel},MV}$	[kg/a]	12'841	51'356	64'503	137'525	634'837
Jährlicher Fällmittelbedarf bei $Q_{\text{mittel},MV}$	[kg/a]	2'568	10'271	12'901	27'505	126'967
Jährlicher Flockmittelbedarf bei $Q_{\text{mittel},MV}$	[kg/a]	321	1'284	1'613	3'438	15'871

Tableau 24: Dimensionnement dosage direct dans la biologie pour $Q_{\max,MP} = 1.5 Q_{d,TS,VSA}$

Dimensionierung Direktodosierung		Untersee	Aadorf	ARA Furt	Au	Luzern
Grundlagen spezifisch Direktodosierung						
PAK-Dosierung	[mg/l]	25	25	25	25	25
Flockmittel-Dosierung	[mg/l]	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
$Q_{\text{mittel},MV}$	[m³/d]	1'759	7'035	8'836	18'839	86'964
Betriebsmittel						
Jährlicher PAK-Bedarf bei $Q_{\text{mittel},MV}$	[kg/a]	16'051	64'194	80'629	171'906	793'547
Jährlicher Flockmittelbedarf bei $Q_{\text{mittel},MV}$	[kg/a]	321	1'284	1'613	3'438	15'871

Tableau 25: Dimensionnement du filtre à sable dans l'étude de coûts de 2008 [27]

Parameter		ARA				
		Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
80%-Wert Abwassermenge aller Tage	m ³ /d	3'700	11'000	15'000	33'000	125'000
Maximaler Abwasseranfall (über Biologie)	l/s	80	200	370	600	2400
Mittelwert Abwasseranfall aller Tage	m ³ /d	1'975	8'691	11'706	22'050	95'955
Filtergeschwindigkeit bei Q _{80%}	m/h	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
Filtergeschwindigkeit bei Q _{max}	m/h	15	15	15	15	15
theoretisch erforderliche Filterfläche bei Q _{80%}	m ²	21	61	83	183	694
theoretisch erforderliche Filterfläche bei Q _{max}	m ²	19	48	89	144	576
gewählte Zahl der Filtereinheiten	Stk.	4	4	6	6	10
gewählte Filterfläche je Einheit	m ²	7	17	22.5	30	70
Filterfläche	m ²	28	68	135	180	700
Nachweis für Q _{max} bei Spülung	m/h	13.7	14.1	11.8	14.4	13.7
Höhe Filterschicht - Obere Schicht	m	1	1	1	1	1
Höhe Filterschicht - Untere Schicht	m	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Höhe Filterschicht - Stützsicht	m	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Überstau	m	2	2	2	2	2
Spülen						
Phase 4	m ³	5	11	15	20	47
Phase 5	m ³	29	71	94	125	292
Phase 6	m ³	19	45	60	80	187
Spülwassermenge	m ³	53	128	169	225	525
erforderlicher Schlammwasserspeicher	m ³	67	162	214	285	665
gewählter Schlammwasserspeicher	m ³	70	180	250	350	750
Filterlänge	m	3.5	7.4	7.5	10	11.3
Filterbreite	m	2.0	3.0	3.0	4.0	6.3
Filterfläche	m ²	7.0	21.9	22.5	40.0	70.9
Filterhöhe	m	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Filtergeschwindigkeit im Mittel (n-1 Zellen)	m/h	3.9	5.5	4.3	4.6	6.3

Annexe 3

Redondance

Tableau 26: Composantes critiques de l'installation et temps d'arrêt attendu pour l'étude de la redondance nécessaire.

Anlageteil	Stillstandsdauer bei ungeplantem Ausfall (d)	Stillstandsdauer bei Wartung (d)	Empfehlung, Bemerkungen
Hebewerke	0	0	Mehrere Pumpen
Ozonung			
Sauerstofftank	7	1	Keine Lagerhaltung
Sauerstoffanreicherung PSA	3-7	1	(Lagerhaltung)
Ozongenerator	1-3	1-2	Lagerhaltung
Restozonvernichtung	2	1	Keine Lagerhaltung
Kühlung (Wärmetauscher)	10-15	1	(Lagerhaltung)
Ozonnmessung in der Luft	1	2	Lagerhaltung
Lüftung	3	1	Keine Lagerhaltung
Diffusoren	3	2	Lagerhaltung
Ozonsensoren im Abwasser	0	0	Keine Lagerhaltung
Ulmer-Verfahren			
PAK-Silo/ Dosiereinrichtung/ Zellradschleuse	5-10	1-2	(Lagerhaltung)
Rücklaufpumpe	1-2	1	Lagerhaltung
Räumer	10-15	1-2	Keine Lagerhaltung
ActifloCarb			
PAK-Silo/ Dosiereinrichtung/ Zellradschleuse	5-10	1-2	(Lagerhaltung)
Hydrozyklon	10-15	1	Mehrere Module
Tuchfilter	5-10	1	Mehrere Module
Direktdosierung			
PAK_Silo/ Dosiereinrichtung/ Zellradschleuse	5-10	1-2	(Lagerhaltung)

Annexe 4

Modèle des coûts

Methodik Kostenmodell: Korrekturfaktoren

Für die vorliegende Studie muss das Kostenmodell die finanziellen Auswirkungen von unterschiedlichen Dimensionierungswassermengen, Dimensionierungsannahmen und Anzahl redundanter Systeme darstellen können. Für diesen Zweck wurden für jede Kostenposition der Investitionskosten des Kostenmodells von 2008 [27] je drei Korrekturfaktoren eingefügt (Tableau 29): Je einen für die Teuerung, für die Grösse der Anlageteile (als Funktion des Zuflusses oder der Reaktorgrösse) und für die Anzahl redundanter Systeme (Beispiel in Figure 40 und Tableau 28).

Das Kostenmodell von 2008 [27] basiert auf einer Preisbasis von 2007. Die aufgelaufene Teuerung wurde anhand des Zürcher Index der Wohnbaukosten und Zahlen des Bundesamts für Statistik berücksichtigt (Tableau 29).

Tableau 27: Positionen der Investitionskosten entsprechend der Kostenstudie 2008 [27] mit Anteil der Filtration und der Korrekturfaktoren für die neue Zuflussmenge (Q), das neue Reaktorvolumen (V) bzw. die Anzahl redundanter Systeme (n).

Arbeitsgattung/Position	Anteil Filtration gemäss [27]	Korrektur Dimensionierung	Korrektur Redundanz
Investitionskosten			
Allgemein	0%	1	1
Honorare und Unvorhergesehenes		total 25% der Baukosten	
Verbindungskanäle	0%	$(Q_{\text{neu}}/Q_{\text{Referenz}})^b$ ¹⁾	$(n_{\text{neu}}/n_{\text{Referenz}})^{(1-b)}$ ¹⁾
Hebewerk	0%	$(Q_{\text{neu}}/Q_{\text{Referenz}})^b$ ¹⁾	$(n_{\text{neu}}/n_{\text{Referenz}})^{(1-b)}$ ¹⁾
Provisorien	0%	1	1
Ozon-/PAK-Reaktor	0%	$f(V, n)$ ²⁾	1 ²⁾
Ozonanlage/PAK-Dosieranlage	0%	$f(O_3, \text{PAK})$ ²⁾	1 ²⁾
Filtration	100%	$(Q_{\text{neu}}/Q_{\text{Referenz}})^b$ ¹⁾	1 ³⁾
Umgebung	50%	1	1
Elektrische Installationen	50-80%	$(V_{\text{neu}}/V_{\text{Referenz}})^b$ ¹⁾	$(n_{\text{neu}}/n_{\text{Referenz}})^{(1-b)}$ ¹⁾
SPS/PLS	35-50%	1	$(n_{\text{neu}}/n_{\text{Referenz}})^{(1-b)}$ ¹⁾
Messtechnik	35-50%	1	$(n_{\text{neu}}/n_{\text{Referenz}})^{(1-b)}$ ¹⁾
Fällmittelanlage f. Filtration	100%	$(Q_{\text{neu}}/Q_{\text{Referenz}})^b$ ¹⁾	1 ⁴⁾
HLK	50%	$(V_{\text{neu}}/V_{\text{Referenz}})^b$ ¹⁾	$(n_{\text{neu}}/n_{\text{Referenz}})^{(1-b)}$ ¹⁾
Sanitär	50%	$(V_{\text{neu}}/V_{\text{Referenz}})^b$ ¹⁾	$(n_{\text{neu}}/n_{\text{Referenz}})^{(1-b)}$ ¹⁾
Zusätzliches Volumen Belebung	0%	+20% der aktuellen Belebungsbecken ⁵⁾	

¹⁾ Exponent b spezifisch für Typ der Anlageteile, Referenz = Werte Kostenstudie 2008 [27]

²⁾ gemäss Regressionskurve für entsprechende Anlagen

³⁾ Redundanz für Filtration nicht betrachtet, da immer mehrere Zellen

⁴⁾ kein Einfluss Redundanz, da Teil der Filtration

⁵⁾ neu berechnet gemäss Einheitspreis für Belebungsbecken (Tableau 29 im Annexe 4)

Bei der Auswertung umfangreicher Daten von Kläranlagen aus dem Kanton Zürich [31] konnte gezeigt werden, dass die Investitionskosten für einzelne Anlageteile (z.B. Hebewerk, SBR-Reaktor, HLKS) Potenzfunktionen der folgenden Form folgen:

$$\text{Investitionskosten} = a \cdot \text{EW}^b$$

Die Parameter a und b sind unterschiedlich für Bau und elektromechanische Ausrüstung sowie für verschiedene Anlageteile.

In diesem Zusammenhang wurden für das aktuelle Kostenmodell Korrekturfaktoren hergeleitet, um die Kostenfolgen von veränderten Dimensionierungsannahmen aus dem Kostenmodell 2008 [27] zu schätzen (siehe auch Tableau 27). Dabei wurde je nach Anlageteil anstelle von EW entweder das Reaktorvolumen oder die Dimensionierungswassermenge als Basis genommen.

Tableau 28 zeigt ein Beispiel solcher Korrekturfaktoren für den Ozonreaktor für die ARA Aadorf.

Der Korrekturfaktor f_{Dim} für den Einfluss der Dimensionierungsannahmen (Q, Reaktorvolumen) hat die folgende Form:

$$f_{\text{Dim}} = \text{Kosten}_{\text{neu}} / \text{Kosten}_{\text{Referenz}} = (x_{\text{neu}} / x_{\text{Referenz}})^b$$

Die Grössen x_{neu} und x_{Referenz} sind entweder die entsprechenden Durchflüsse oder Reaktorvolumina, je nachdem, welche Grösse für die entsprechenden Kosten relevant sind (z.B. Q für Rohrleitungen, V für Bau der Reaktoren; siehe Tableau 27). Der Exponent b ($b < 1$) ist spezifisch für verschiedene Anlagetypen und Einrichtungen, sowie für Bau und elektromechanische Ausrüstung [31].

Für die Kosten der unterschiedlichen Anzahl redundanter Komponenten wurde entsprechend der oben beschriebenen Abhängigkeit angenommen, dass eine einzelne grosse Anlagenkomponente billiger ist als zwei halb so grosse.

Der Korrekturfaktor für die Anzahl redundanter Systeme hat folgende Form:

$$f_{\text{Red}} = \text{Kosten}_{\text{neu}} / \text{Kosten}_{\text{Referenz}} = (n_{\text{neu}} / n_{\text{Referenz}})^{1-b}$$

Die Variablen n_{neu} und n_{Referenz} entsprechen der Anzahl paralleler Komponenten oder Strassen. Der Exponent b ($b < 1$) entspricht demjenigen des Faktors f_{Dim} für das entsprechende Anlageteil.

Die neuen Investitionskosten der einzelnen Positionen werden folgendermassen berechnet:

$$\text{Investitionskosten}_{\text{neu}} = \text{Investitionskosten}_{\text{Kostenmodell2008}} \cdot f_{\text{Teuerung}} \cdot f_{\text{Dim}} \cdot f_{\text{Red}}$$

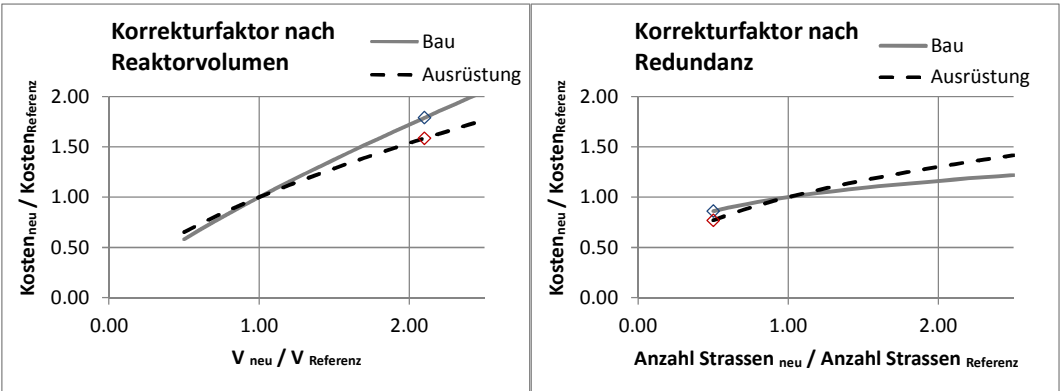


Figure 40: Beispiel für Korrekturfaktoren für die Kostenpositionen des Kostenmodells 2008 [27] nach neuen Dimensionierungsgrößen und Redundanz. Die Kurven sind aus Daten für SBR-Reaktoren inkl. Gebläsestation hergeleitet ($b_{\text{Bau}} = 0.784$, $b_{\text{EMT}} = 0.620$). Die Punkte zeigen die Faktoren für die Umrechnung der Investitionskosten der Ozon-Reaktoren für die ARA Aadorf, entsprechend dem Beispiele in Tableau 28

Tableau 28: Beispiel der Korrekturfaktoren für den Ozonreaktor für die ARA Aadorf und die Grundvariante mit $Q = 1.5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$

Ozonreaktor ARA Aadorf, Grundvariante $1.5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$			Korrekturfaktoren		Bau	Installationen
			Teuerung: f_{Teuerung}		1.08	1.00
			Korrektur Volumen: f_{Dim}		1.79	1.58
			Korrektur Redundanz: f_{Red}		0.86	0.77
			Totaler Korrekturfaktor		1.66	1.22

	Kostenstudie 2008 [27]	neues Modell
Volumen Reaktor	60 m ³	126 m ³
Anzahl Strassen	2	1

Parameter Kostenmodell

Tableau 29: Wichtige Parameter des Kostenmodells 2013

Teuerung 2007-2012		Quelle, Bemerkungen
Allgemein	8 %	Zürcher Index der Wohnbaukosten
Bau	8 %	Zürcher Index der Wohnbaukosten
EMT ²⁾ + EMSRL	0 %	Bundesamt für Statistik ¹⁾
Mehrwertsteuer	8.0 %	
Lebensdauer (lineare Abschreibung), Berechnung Kapitalkosten als Annuität		
Bau	30 Jahre	Beschluss Projektgruppensitzung
EMT ²⁾ + EMSRL	12 Jahre	Beschluss Projektgruppensitzung
Zins für Abschreibung	4 %	Beschluss Projektgruppensitzung
Einheitskosten		
Strom	0.15 CHF/kWh	Beschluss Projektgruppensitzung und [28]
PAK	3'000 CHF/t	Beschluss Projektgruppensitzung und [27]
Fällmittel	6'500 CHF/t	Beschluss Projektgruppensitzung und [27]
Flockungshilfsmittel	24'500 CHF/t	Beschluss Projektgruppensitzung und [27]
Mikrosand	1'000 CHF/t	Beschluss Projektgruppensitzung und [29]
Schlammentsorgung	950 CHF/t _{TS}	Beschluss Projektgruppensitzung und [27]
Erweiterung Belegung ³⁾	2'000 CHF/m ³	davon 75% Bau, 25% EMT ²⁾
Wartung und Unterhalt	2 %/a der Investitionskosten EMT ²⁾	
Personal	siehe Tableau 30	
¹⁾ Kategorien "Maschinen", "Metalle und Metallprodukte" und "Elektrotechnische Produkte und Uhren" ²⁾ EMT = Elektromechanische Technik, Ausrüstung ³⁾ Hoher Ansatz, da es sich um eine Erweiterung in der bebauten Struktur zwischen bestehenden Becken handelt.		

Tableau 30: Jahreskosten [CHF/a] für Personal, Analytik und Serviceverträge (übernommen aus [28])

	mit Filtration			ohne Filtration		
	Personal	Analytik	Serviceverträge	Personal	Analytik	Serviceverträge
<30'000 EW	40'000	5'000	5'000	30'000	5'000	5'000
30'000-100'000 EW	90'000	5'000	5'000	70'000	5'000	5'000
100'000-300'000 EW	130'000	10'000	10'000	100'000	10'000	10'000

	mit Filtration			ohne Filtration		
	Personal	Analytik	Serviceverträge	Personal	Analytik	Serviceverträge
<30'000 EW	50'000	5'000	-	25'000	5'000	-
30'000-100'000 EW	120'000	5'000	-	60'000	5'000	-
100'000-300'000 EW	200'000	10'000	-	100'000	10'000	-

Parameter für alle drei PAK-Verfahren (Ulmer, Actiflo[®] Carb, Direktdosierung)

Resultate Kostenmodell

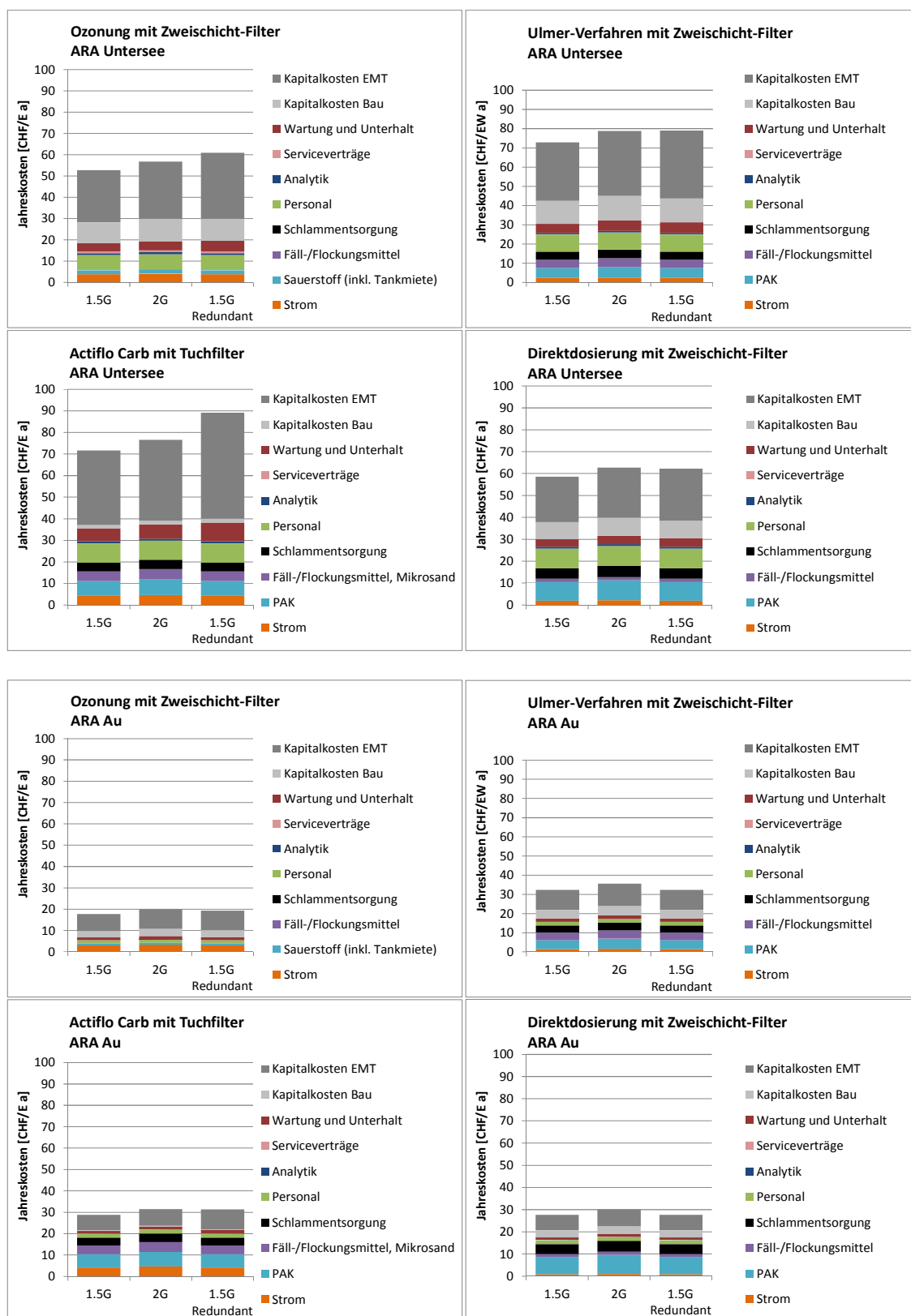
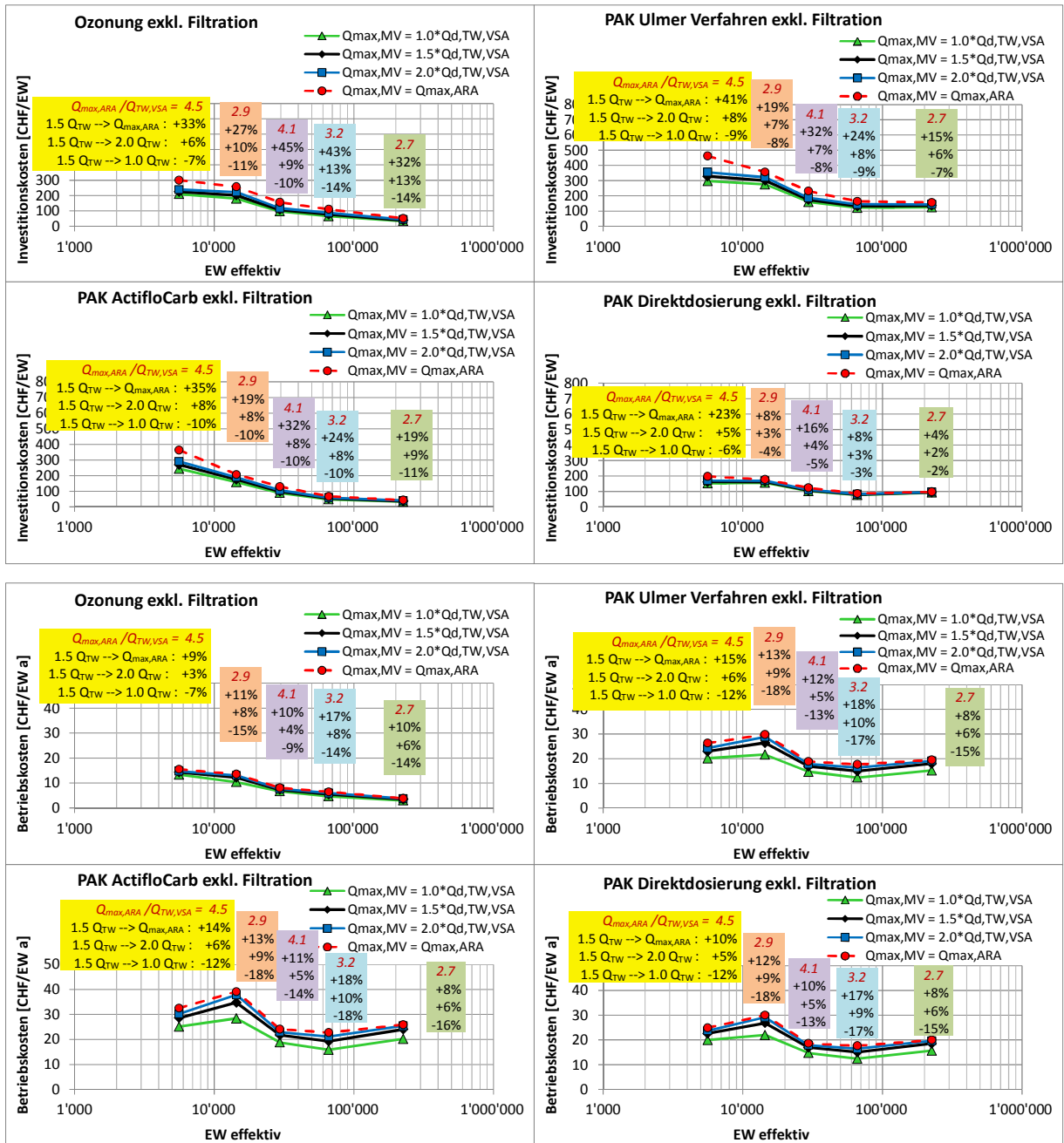


Figure 41: Das Verhältnis von Betriebs- und Kapitalkosten verändert sich mit der Grösse der Anlage und dem Verfahren. (Dargestellt Kosten inkl. Filtration für die Grundvariante mit $q=1.5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$, für die ARA Untersee und ARA Au).



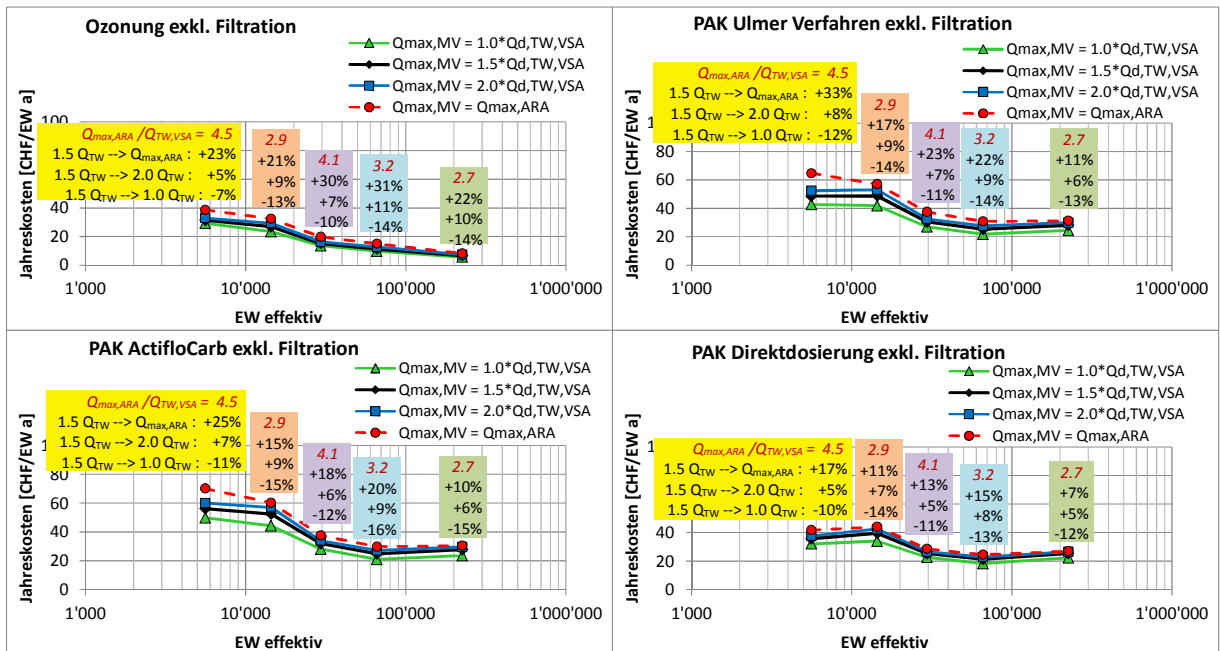


Figure 42: Veränderung der Investitionskosten (obere Grafiken), der Betriebskosten (mittlere Grafiken) und der Jahreskosten (untere Grafiken) (ohne Filtration, exkl. MwSt.) durch die Veränderung der Dimensionierungswassermenge $Q_{\max,MV}$. Die Zahlenwerte zeigen die mittlere Abweichung der Kosten durch die Erhöhung bzw. Erniedrigung von $Q_{\max,MV}$ aus gehend von der Grundvariante mit $Q_{\max,MV} = 1.5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$.

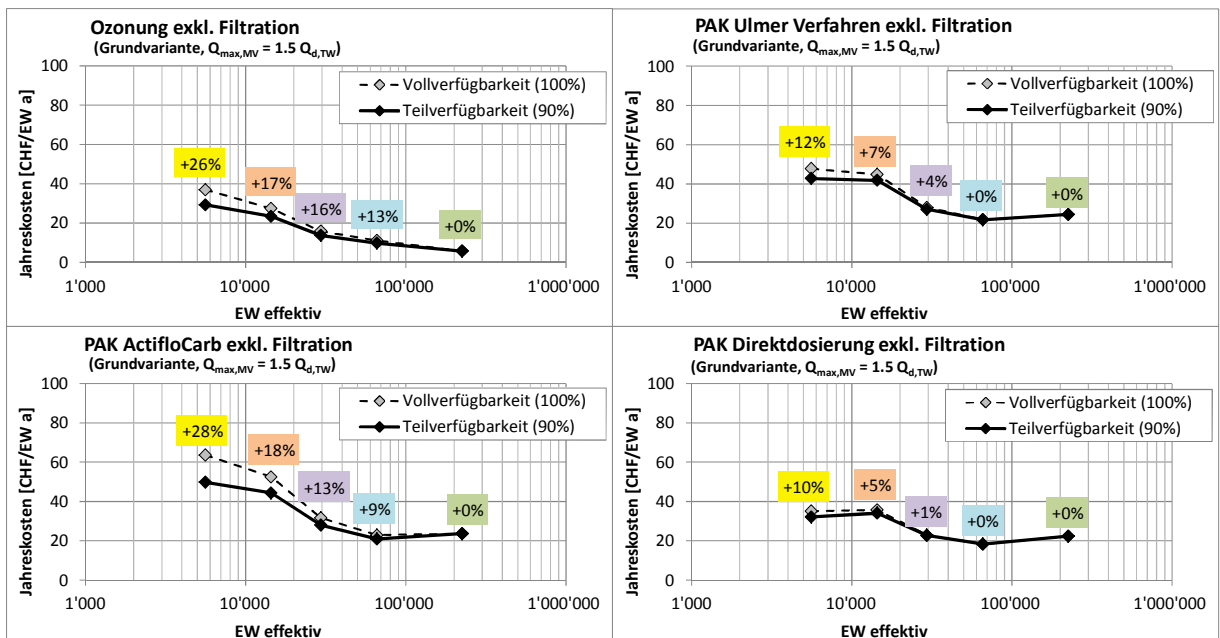


Figure 43: Veränderung der Jahreskosten (ohne Filtration) durch die Veränderung der Redundanz. Die Zahlenwerte zeigen die mittlere Erhöhung der der Kosten von 90% Verfügbarkeit (ausgezogene Linien) auf 100% Verfügbarkeit (gestrichelte Linien). Die Farben unterscheiden die drei unterschiedlichen Dimensionierungswassermengen.

Tableau 31: Jahreskosten in Franken pro Einwohnerwert (EW) und Jahr für alle Szenarien
(Teil 1 von6)

Jahreskosten exkl. MwSt [CHF / EW a]																																			
ARA Untersee						Aadorf						Furt						Au						Luzern											
EW (effektiv, Stand 2005)						5'600						14'400						29'500						66'000						225'000					
Redundanz: 90%																																			
Grundvariante (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)																																			
Ozonung mit Filtration	48.4					42.8					26.9					15.6					10.0														
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	64.6					60.0					40.4					27.8					28.9														
PAK ActifloCarb mit Filtration	64.0					55.0					34.9					24.4					26.0														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	52.3					50.4					34.9					23.8					26.3														
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	61.7					54.1					37.0					24.1					23.4														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	49.4					44.5					31.5					20.1					20.8														
Ozonung exkl. Filtration	29.3					23.4					13.7					9.8					5.7														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	42.8					41.9					27.0					21.8					24.5														
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	49.8					44.3					28.0					20.9					23.6														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	32.1					34.1					22.7					18.3					22.3														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	39.9					35.9					23.6					18.2					19.0														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	29.2					28.2					19.3					14.7					16.8														
Grundvariante (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)																																			
Ozonung mit Filtration	53.5					50.2					30.9					18.4					11.9														
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	72.8					69.8					45.8					32.4					33.3														
PAK ActifloCarb mit Filtration	71.7					64.4					39.5					28.8					30.6														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	58.5					58.8					39.5					27.6					30.2														
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	69.9					64.0					42.4					28.7					27.8														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	55.6					52.9					36.1					24.0					24.6														
Ozonung exkl. Filtration	31.4					26.9					15.2					11.4					6.7														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	48.6					48.8					30.5					25.4					28.1														
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	56.1					52.4					31.9					24.9					27.8														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	35.7					39.5					25.3					21.2					25.3														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	45.7					42.9					27.1					21.8					22.6														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	32.8					33.7					22.0					17.6					19.8														
Grundvariante (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)																																			
Ozonung mit Filtration	57.7					56.2					34.1					20.7					13.3														
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	78.8					76.6					49.4					35.6					35.8														
PAK ActifloCarb mit Filtration	76.6					70.1					42.0					31.5					32.6														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	62.7					64.2					42.4					30.1					32.0														
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	75.9					70.8					46.0					31.9					30.3														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	59.8					58.3					39.0					26.5					26.5														
Ozonung exkl. Filtration	33.0					29.4					16.3					12.7					7.4														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	52.5					53.1					32.6					27.7					29.9														
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	60.0					57.0					33.9					27.2					29.6														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	37.6					42.4					26.6					22.8					26.5														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	49.6					47.3					29.2					24.1					24.4														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	34.7					36.6					23.2					19.2					21.0														
Grundvariante (Qmax,MV = Qmax,ARA)																																			
Qmax,MV / Qd,TW,VSA						4.5						2.9						4.1						3.2						2.7					
Ozonung mit Filtration	73.8					64.7					45.3					25.2					15.1														
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	99.4					84.3					60.0					40.5					38.0														
PAK ActifloCarb mit Filtration	91.0					74.9					47.6					34.7					33.8														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	75.7					69.5					50.1					33.5					33.4														
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	96.6					78.5					56.6					36.8					32.5														
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	72.8					63.6					46.7					29.8					27.8														
Ozonung exkl. Filtration	38.7					32.4					19.8					15.0					8.2														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	64.8					57.1					37.5					30.9					31.3														
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	70.1					60.3					37.6					29.8					30.5														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	41.7					44.0					28.6					24.5					27.0														
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	61.9					51.3					34.1					27.3					25.8														
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	38.8					38.2					25.2					20.8					21.6														

Tableau 31: Jahreskosten in Franken pro Einwohnerwert (EW) und Jahr für alle Szenarien (Teil 2 von 6)

Jahreskosten exkl. MwSt [CHF / EW a]																		
ARA																		
	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern		Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern		Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	
	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000		5'600	14'400	29'500	66'000	225'000		5'600	14'400	29'500	66'000	225'000	
EW (effektiv, Stand 2005)																		
Redundanz: 90%						Redundanz: 90%						Redundanz: 90%						
	NO2-N hoch (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)						NO2-N tief (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)						DOC hoch (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)					
Ozonung mit Filtration	49.1	43.5	27.4	16.0	10.3		48.4	42.8	26.9	15.6	10.0		49.9	44.6	28.0	16.5	10.7	
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	64.6	60.0	40.4	27.8	28.9		64.6	60.0	40.4	27.8	28.9		65.1	60.4	40.6	28.0	29.0	
PAK ActifloCarb mit Filtration	64.0	55.0	34.9	24.4	26.0		64.0	55.0	34.9	24.4	26.0		64.1	55.1	34.9	24.4	26.0	
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	52.3	50.4	34.9	23.8	26.3		52.3	50.4	34.9	23.8	26.3		52.3	50.5	35.0	23.8	26.3	
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	61.7	54.1	37.0	24.1	23.4		61.7	54.1	37.0	24.1	23.4		62.2	54.6	37.2	24.3	23.5	
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	49.4	44.5	31.5	20.1	20.8		49.4	44.5	31.5	20.1	20.8		49.4	44.6	31.5	20.1	20.8	
Ozonung exkl. Filtration	29.9	24.2	14.2	10.2	6.1		29.3	23.4	13.7	9.8	5.7		30.8	25.3	14.8	10.7	6.5	
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	42.8	41.9	27.0	21.8	24.5		42.8	41.9	27.0	21.8	24.5		43.3	42.3	27.3	22.0	24.7	
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	49.8	44.3	28.0	20.9	23.6		49.8	44.3	28.0	20.9	23.6		49.8	44.4	28.0	20.9	23.6	
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	32.1	34.1	22.7	18.3	22.3		32.1	34.1	22.7	18.3	22.3		32.1	34.1	22.7	18.4	22.3	
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	39.9	35.9	23.6	18.2	19.0		39.9	35.9	23.6	18.2	19.0		40.4	36.4	23.8	18.4	19.2	
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	29.2	28.2	19.3	14.7	16.8		29.2	28.2	19.3	14.7	16.8		29.2	28.3	19.3	14.7	16.8	
	NO2-N hoch (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)						NO2-N tief (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)						DOC hoch (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)					
Ozonung mit Filtration	54.3	51.2	31.4	18.9	12.3		53.5	50.2	30.9	18.4	11.9		55.3	52.6	32.2	19.6	12.8	
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	72.8	69.8	45.8	32.4	33.3		72.8	69.8	45.8	32.4	33.3		73.5	70.5	46.1	32.6	33.5	
PAK ActifloCarb mit Filtration	71.7	64.4	39.5	28.8	30.6		71.7	64.4	39.5	28.8	30.6		71.8	64.6	39.6	28.8	30.6	
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	58.5	58.8	39.5	27.6	30.2		58.5	58.8	39.5	27.6	30.2		58.6	58.9	39.6	27.7	30.2	
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	69.9	64.0	42.4	28.7	27.8		69.9	64.0	42.4	28.7	27.8		70.6	64.7	42.7	29.0	28.0	
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	55.6	52.9	36.1	24.0	24.6		55.6	52.9	36.1	24.0	24.6		55.7	53.1	36.2	24.0	24.7	
Ozonung exkl. Filtration	32.2	27.9	15.8	11.9	7.1		31.4	26.9	15.2	11.4	6.7		33.2	29.2	16.5	12.6	7.7	
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	48.6	48.8	30.5	25.4	28.1		48.6	48.8	30.5	25.4	28.1		49.2	49.4	30.8	25.6	28.3	
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	56.1	52.4	31.9	24.9	27.8		56.1	52.4	31.9	24.9	27.8		56.1	52.5	31.9	24.9	27.8	
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	35.7	39.5	25.3	21.2	25.3		35.7	39.5	25.3	21.2	25.3		35.7	39.6	25.4	21.2	25.3	
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	45.7	42.9	27.1	21.8	22.6		45.7	42.9	27.1	21.8	22.6		46.3	43.5	27.4	22.0	22.9	
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	32.8	33.7	22.0	17.6	19.8		32.8	33.7	22.0	17.6	19.8		32.8	33.8	22.0	17.6	19.8	
	NO2-N hoch (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)						NO2-N tief (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)						DOC hoch (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)					
Ozonung mit Filtration	58.5	57.4	34.7	21.3	13.7		57.7	56.2	34.1	20.7	13.3		59.6	58.9	35.5	22.0	14.4	
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	78.8	76.6	49.4	35.6	35.8		78.8	76.6	49.4	35.6	35.8		79.7	77.5	49.9	35.9	36.1	
PAK ActifloCarb mit Filtration	76.6	70.1	42.0	31.5	32.6		76.6	70.1	42.0	31.5	32.6		76.8	70.3	42.1	31.5	32.6	
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	62.7	64.2	42.4	30.1	32.0		62.7	64.2	42.4	30.1	32.0		62.8	64.4	42.5	30.2	32.1	
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	75.9	70.8	46.0	31.9	30.3		75.9	70.8	46.0	31.9	30.3		76.8	71.6	46.5	32.3	30.6	
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	59.8	58.3	39.0	26.5	26.5		59.8	58.3	39.0	26.5	26.5		59.9	58.5	39.1	26.5	26.5	
Ozonung exkl. Filtration	33.8	30.5	16.9	13.3	7.9		33.0	29.4	16.3	12.7	7.4		35.0	32.0	17.7	14.0	8.5	
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	52.5	53.1	32.6	27.7	29.9		52.5	53.1	32.6	27.7	29.9		53.3	53.8	32.9	28.0	30.2	
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	60.0	57.0	33.9	27.2	29.6		60.0	57.0	33.9	27.2	29.6		60.0	57.1	33.9	27.3	29.6	
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	37.6	42.4	26.6	22.8	26.5		37.6	42.4	26.6	22.8	26.5		37.6	42.5	26.6	22.9	26.6	
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	49.6	47.3	29.2	24.1	24.4		49.6	47.3	29.2	24.1	24.4		50.4	47.9	29.5	24.4	24.7	
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	34.7	36.6	23.2	19.2	21.0		34.7	36.6	23.2	19.2	21.0		34.8	36.7	23.2	19.2	21.1	
	NO2-N hoch (Qmax,MV = Qmax,ARA)						NO2-N tief (Qmax,MV = Qmax,ARA)						DOC hoch (Qmax,MV = Qmax,ARA)					
	Qmax,MV / Qd,TW,VSA	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7		4.5	2.9	4.1	3.2	2.7		4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration		74.9	66.0	46.0	25.9	15.5		73.8	64.7	45.3	25.2	15.1		76.4	67.6	46.9	26.7	16.2
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)		99.4	84.3	60.0	40.5	38.0		99.4	84.3	60.0	40.5	38.0		101.0	85.4	60.8	41.0	38.3
PAK ActifloCarb mit Filtration		91.0	74.9	47.6	34.7	33.8		91.0	74.9	47.6	34.7	33.8		91.2	75.2	47.8	34.8	33.8
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)		75.7	69.5	50.1	33.5	33.4		75.7	69.5	50.1	33.5	33.4		76.0	69.8	50.3	33.6	33.4
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)		96.6	78.5	56.6	36.8	32.5		96.6	78.5	56.6	36.8	32.5		98.1	79.6	57.4	37.3	32.8
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)		72.8	63.6	46.7	29.8	27.8		72.8	63.6	46.7	29.8	27.8		73.1	63.9	46.8	29.8	27.9
Ozonung exkl. Filtration		39.8	33.7	20.5	15.7	8.7		38.7	32.4	19.8	15.0	8.2		41.3	35.3	21.4	16.5	9.4
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)		64.8	57.1	37.5	30.9	31.3		64.8	57.1	37.5	30.9	31.3		66.1	57.9	38.1	31.4	31.6
PAK ActifloCarb exkl. Filtration		70.1	60.3	37.6	29.8	30.5		70.1	60.3	37.6	29.8	30.5		70.2	60.4	37.7	29.8	30.5
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)		41.7	44.0	28.6	24.5	27.0		41.7	44.0	28.6	24.5	27.0		41.8	44.1	28.7	24.5	27.1
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)		61.9	51.3	34.1	27.3	25.8		61.9	51.3	34.1	27.3	25.8		63.2	52.1	34.7	27.7	26.1
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)		38.8	38.2	25.2	20.8	21.6		38.8	38.2	25.2	20.8	21.6		38.9	38.3	25.3	20.9	21.6

Tableau 31: Jahreskosten in Franken pro Einwohnerwert (EW) und Jahr für alle Szenarien (Teil 3 von 6)

Jahreskosten exkl. MwSt [CHF / EW a]	ARA																			
	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
EW (effektiv, Stand 2005)	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
	Redundanz: 90%					Redundanz: 90%					Redundanz: 90%									
	DOC tief (Q _{max} ,MV = 1.0*Q _d ,TW,VSA)					PAK hoch (Q _{max} ,MV = 1.0*Q _d ,TW,VSA)					PAK tief (Q _{max} ,MV = 1.0*Q _d ,TW,VSA)									
Ozonung mit Filtration	47.5	41.5	26.2	15.0	9.4	48.4	42.8	26.9	15.6	10.0	48.4	42.8	26.9	15.6	10.0	48.4	42.8	26.9	15.6	10.0
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	64.2	59.6	40.2	27.6	28.8	68.3	64.3	43.1	30.2	32.0	60.7	55.6	37.5	25.3	25.7	60.7	55.6	37.5	25.3	25.7
PAK ActifloCarb mit Filtration	64.0	54.9	34.8	24.3	26.0	64.0	55.0	34.9	24.4	26.0	61.6	51.8	32.8	22.5	23.6	61.6	51.8	32.8	22.5	23.6
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	52.2	50.3	34.9	23.8	26.3	55.1	53.9	37.2	25.8	29.0	49.4	46.8	32.6	21.8	23.6	49.4	46.8	32.6	21.8	23.6
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	61.3	53.8	36.8	24.0	23.3	65.5	58.4	39.7	26.5	26.5	57.8	49.8	34.1	21.7	20.2	57.8	49.8	34.1	21.7	20.2
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	49.3	44.4	31.5	20.1	20.8	52.2	48.1	33.8	22.1	23.5	46.5	40.9	29.2	18.1	18.1	46.5	40.9	29.2	18.1	18.1
Ozonung exkl. Filtration	28.3	22.2	13.0	9.2	5.2	29.3	23.4	13.7	9.8	5.7	29.3	23.4	13.7	9.8	5.7	29.3	23.4	13.7	9.8	5.7
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	42.5	41.6	26.9	21.7	24.4	46.5	46.1	29.8	24.2	27.6	38.9	37.6	24.2	19.4	21.4	38.9	37.6	24.2	19.4	21.4
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	49.8	44.3	27.9	20.9	23.6	49.8	44.3	28.0	20.9	23.6	47.4	41.2	25.9	19.1	21.2	47.4	41.2	25.9	19.1	21.2
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	32.1	34.0	22.7	18.3	22.3	34.9	37.5	25.0	20.3	25.0	29.2	30.5	20.4	16.3	19.6	29.2	30.5	20.4	16.3	19.6
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	39.5	35.7	23.5	18.0	18.9	43.6	40.2	26.4	20.6	22.1	36.0	31.6	20.8	15.7	15.9	36.0	31.6	20.8	15.7	15.9
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	29.2	28.2	19.3	14.7	16.8	32.0	31.7	21.6	16.7	19.5	26.3	24.7	17.0	12.7	14.1	26.3	24.7	17.0	12.7	14.1
	DOC tief (Q _{max} ,MV = 1.5*Q _d ,TW,VSA)					PAK hoch (Q _{max} ,MV = 1.5*Q _d ,TW,VSA)					PAK tief (Q _{max} ,MV = 1.5*Q _d ,TW,VSA)									
Ozonung mit Filtration	52.4	48.6	30.0	17.7	11.2	53.5	50.2	30.9	18.4	11.9	53.5	50.2	30.9	18.4	11.9	53.5	50.2	30.9	18.4	11.9
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	72.3	69.4	45.5	32.2	33.2	77.3	75.2	49.1	35.4	37.0	68.1	64.3	42.4	29.3	29.6	68.1	64.3	42.4	29.3	29.6
PAK ActifloCarb mit Filtration	71.6	64.3	39.4	28.8	30.6	71.7	64.4	39.5	28.8	30.6	68.8	60.4	37.0	26.6	27.7	68.8	60.4	37.0	26.6	27.7
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	58.5	58.7	39.5	27.6	30.2	61.9	63.3	42.2	30.1	33.4	55.1	54.3	36.8	25.2	26.9	55.1	54.3	36.8	25.2	26.9
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	69.4	63.6	42.1	28.5	27.6	74.4	69.4	45.7	31.7	31.5	65.2	58.5	39.0	25.7	24.0	65.2	58.5	39.0	25.7	24.0
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	55.6	52.8	36.0	23.9	24.6	59.0	57.4	38.8	26.4	27.9	52.2	48.4	33.3	21.5	21.4	52.2	48.4	33.3	21.5	21.4
Ozonung exkl. Filtration	30.2	25.3	14.3	10.7	6.1	31.4	26.9	15.2	11.4	6.7	31.4	26.9	15.2	11.4	6.7	31.4	26.9	15.2	11.4	6.7
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	48.1	48.5	30.3	25.2	28.0	53.1	54.1	33.8	28.4	31.8	43.9	43.4	27.2	22.4	24.4	43.9	43.4	27.2	22.4	24.4
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	56.1	52.4	31.9	24.9	27.8	56.1	52.4	31.9	24.9	27.8	53.3	48.6	29.5	22.7	24.9	53.3	48.6	29.5	22.7	24.9
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	35.7	39.5	25.3	21.2	25.3	39.0	43.9	28.0	23.7	28.5	32.3	35.1	22.6	18.7	22.1	32.3	35.1	22.6	18.7	22.1
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	45.2	42.6	26.9	21.6	22.5	50.2	48.2	30.4	24.7	26.4	41.0	37.5	23.8	18.8	18.9	41.0	37.5	23.8	18.8	18.9
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	32.8	33.7	21.9	17.6	19.8	36.1	38.1	24.6	20.0	23.1	29.4	29.3	19.2	15.1	16.6	29.4	29.3	19.2	15.1	16.6
	DOC tief (Q _{max} ,MV = 2.0*Q _d ,TW,VSA)					PAK hoch (Q _{max} ,MV = 2.0*Q _d ,TW,VSA)					PAK tief (Q _{max} ,MV = 2.0*Q _d ,TW,VSA)									
Ozonung mit Filtration	56.3	54.5	33.2	19.9	12.6	57.7	56.2	34.1	20.7	13.3	57.7	56.2	34.1	20.7	13.3	57.7	56.2	34.1	20.7	13.3
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	78.2	76.1	49.2	35.3	35.6	83.8	82.7	53.1	38.9	39.8	73.6	70.5	45.8	32.2	31.8	73.6	70.5	45.8	32.2	31.8
PAK ActifloCarb mit Filtration	76.6	69.9	42.0	31.5	32.6	76.6	70.1	42.0	31.5	32.6	73.5	65.7	39.4	29.0	29.6	73.5	65.7	39.4	29.0	29.6
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	62.6	64.0	42.3	30.1	32.0	66.3	69.1	45.3	32.9	35.5	59.0	59.2	39.5	27.4	28.6	59.0	59.2	39.5	27.4	28.6
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	75.3	70.3	45.8	31.7	30.1	80.9	76.9	49.7	35.2	34.3	70.8	64.7	42.4	28.5	26.2	70.8	64.7	42.4	28.5	26.2
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	59.7	58.1	38.9	26.4	26.5	63.4	63.2	41.9	29.2	29.9	56.1	53.3	36.0	23.7	23.1	56.1	53.3	36.0	23.7	23.1
Ozonung exkl. Filtration	31.6	27.6	15.3	11.8	6.7	33.0	29.4	16.3	12.7	7.4	33.0	29.4	16.3	12.7	7.4	33.0	29.4	16.3	12.7	7.4
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	51.9	52.7	32.3	27.5	29.8	57.4	59.0	36.1	31.0	33.9	47.4	47.2	28.9	24.4	25.9	47.4	47.2	28.9	24.4	25.9
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	60.0	57.0	33.9	27.2	29.6	60.0	57.0	33.9	27.2	29.6	56.9	52.8	31.3	24.8	26.5	56.9	52.8	31.3	24.8	26.5
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	37.6	42.4	26.6	22.8	26.5	41.2	47.2	29.5	25.6	30.0	34.0	37.6	23.7	20.1	23.1	34.0	37.6	23.7	20.1	23.1
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	49.0	46.8	28.9	23.9	24.3	54.5	53.2	32.7	27.4	28.4	44.5	41.3	25.5	20.8	20.4	44.5	41.3	25.5	20.8	20.4
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	34.7	36.6	23.2	19.2	21.0	38.3	41.4	26.1	21.9	24.5	31.1	31.8	20.3	16.5	17.6	31.1	31.8	20.3	16.5	17.6
	DOC tief (Q _{max} ,MV = Q _{max} ,ARA)					PAK hoch (Q _{max} ,MV = Q _{max} ,ARA)					PAK tief (Q _{max} ,MV = Q _{max} ,ARA)									
Q _{max} ,MV / Q _d ,TW,VSA	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	72.1	62.9	44.2	24.3	14.3	73.8	64.7	45.3	25.2	15.1	73.8	64.7	45.3	25.2	15.1	73.8	64.7	45.3	25.2	15.1
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	98.4	83.6	59.5	40.1	37.7	105.5	90.9	64.2	44.2	42.1	93.1	77.7	55.8	36.7	33.8	93.1	77.7	55.8	36.7	33.8
PAK ActifloCarb mit Filtration	90.8	74.7	47.5	34.6	33.8	91.0	74.9	47.6	34.7	33.8	87.3	70.3	44.7	32.0	30.7	87.3	70.3	44.7	32.0	30.7
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	75.6	69.3	50.0	33.4	33.3	79.8	74.7	53.3	36.5	36.9	71.6	64.3	46.9	30.5	29.8	71.6	64.3	46.9	30.5	29.8
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	95.5	77.8	56.1	36.5	32.2	102.6	85.0	60.8	40.5	36.6	90.2	71.9	52.4	33.0	28.3	90.2	71.9	52.4	33.0	28.3
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	72.7	63.4	46.5	29.7	27.8	76.9	68.8	49.8	32.8	31.3	68.6	58.4	43.4	26.8	24.3	68.6	58.4	43.4	26.8	24.3
Ozonung exkl. Filtration	36.9	30.5	18.6	14.0	7.4	38.7	32.4	19.8	15.0	8.2	38.7	32.4	19.8	15.0	8.2	38.7	32.4	19.8	15.0	8.2
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	63.9	56.6	37.1	30.6	31.1	70.7	63.4	41.5	34.6	35.4	58.6	50.7	33.4	27.2	27.1	58.6	50.7	33.4	27.2	27.1
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	70.1	60.2	37.6	29.7	30.5	70.1	60.3	37.6	29.8	30.5	66.7	55.9	34.8	27.1	27.4	66.7	55.9	34.8	27.1	27.4
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	41.6	44.0	28.6	24.4	27.0	45.6	49.0	31.7	27.4	30.5	37.7	39.0	25.5	21.5	23.5	37.7	39.0	25.5	21.5	23.5
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	61.0	50.7	33.7	27.0	25.6	67.8	57.5	38.1	31.0	29.9	55.7	44.9	30.0	23.6	21.6	55.7	44.9	30.0	23.6	21.6
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	38.8	38.2	25.2	20.1	21.5	42.8	43.2	28.3	23.8	25.0	34.8	33.2	22.1	17.9	18.1	34.8	33.2	22.1	17.9	18.1

Tableau 31: Jahreskosten in Franken pro Einwohnerwert (EW) und Jahr für alle Szenarien (Teil 4 von 6)

Jahreskosten exkl. MwSt [CHF / EW a]																	
ARA Untersee																	
EW (effektiv, Stand 2005)																	
	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000		Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern		Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
Redundanz 100%						Redundanz 100%						Redundanz 100%					
Grundvariante (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)						GUS hoch (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)						GUS tief (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)					
Ozonung mit Filtration	56.2	47.2	29.3	17.0	10.0		56.7	47.9	29.7	17.4	10.5		55.7	46.5	28.8	16.6	9.4
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	69.8	63.3	41.6	27.8	28.9		71.0	64.6	42.4	28.4	29.6		68.5	61.9	40.8	27.1	28.1
PAK ActifloCarb mit Filtration	79.4	64.3	39.2	26.6	26.0		79.9	65.1	39.7	27.1	26.6		78.9	63.5	38.7	26.2	25.4
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	55.5	52.3	35.3	23.8	26.3		56.1	53.1	35.8	24.2	26.9		55.0	51.5	34.8	23.4	25.8
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	66.9	57.5	38.2	24.1	23.4		68.1	58.8	39.0	24.8	24.1		65.6	56.1	37.4	23.5	22.6
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	52.6	46.5	31.8	20.1	20.8		53.2	47.3	32.4	20.5	21.4		52.1	45.6	31.3	19.7	20.2
Ozonung exkl. Filtration	37.0	27.4	15.9	11.1	5.7		37.0	27.4	15.9	11.1	5.7		37.0	27.4	15.9	11.1	5.7
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	47.8	44.9	28.1	21.8	24.5		48.5	45.4	28.4	22.0	24.7		47.1	44.3	27.8	21.6	24.3
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	63.6	52.5	31.6	22.9	23.6		63.6	52.5	31.6	22.9	23.6		63.6	52.4	31.6	22.9	23.6
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	35.1	35.7	22.8	18.3	22.3		35.1	35.7	22.9	18.4	22.3		35.1	35.7	22.8	18.3	22.3
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	44.9	39.0	24.7	18.2	19.0		45.6	39.5	25.0	18.4	19.2		44.2	38.4	24.4	18.0	18.8
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	32.2	29.9	19.5	14.7	16.8		32.2	30.0	19.5	14.7	16.8		32.2	29.9	19.4	14.7	16.8
Grundvariante (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)						GUS hoch (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)						GUS tief (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)					
Ozonung mit Filtration	61.7	55.2	33.5	20.1	11.9		62.3	56.1	34.0	20.5	12.5		61.2	54.4	33.0	19.6	11.2
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	79.0	73.8	47.3	32.4	33.3		80.5	75.5	48.3	33.2	34.2		77.4	72.1	46.3	31.5	32.4
PAK ActifloCarb mit Filtration	89.2	75.1	44.4	31.4	30.6		89.9	76.2	45.1	31.9	31.3		88.6	74.1	43.8	30.9	29.9
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	62.3	61.0	39.9	27.6	30.2		62.9	62.1	40.5	28.2	30.9		61.6	60.0	39.3	27.1	29.5
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	76.1	68.0	43.9	28.7	27.8		77.6	69.7	44.9	29.5	28.7		74.5	66.2	42.9	27.9	26.9
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	59.4	55.1	36.5	24.0	24.6		60.0	56.2	37.1	24.5	25.3		58.7	54.1	35.9	23.4	24.0
Ozonung exkl. Filtration	39.5	31.4	17.6	13.0	6.7		39.5	31.4	17.6	13.0	6.7		39.5	31.4	17.6	13.0	6.7
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	54.6	52.5	31.8	25.4	28.1		55.5	53.2	32.2	25.7	28.4		53.6	51.7	31.4	25.1	27.9
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	71.8	61.7	36.0	27.1	27.8		71.8	61.8	36.1	27.1	27.8		71.8	61.7	36.0	27.1	27.8
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	39.1	41.4	25.5	21.2	25.3		39.2	41.5	25.6	21.2	25.3		39.1	41.4	25.5	21.2	25.3
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	51.7	46.6	28.4	21.8	22.6		52.6	47.3	28.8	22.0	22.9		50.7	45.9	28.0	21.5	22.4
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	36.3	35.6	22.1	17.6	19.8		36.3	35.7	22.2	17.6	19.8		36.3	35.6	22.1	17.5	19.8
Grundvariante (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)						GUS hoch (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)						GUS tief (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)					
Ozonung mit Filtration	66.3	61.8	37.0	22.6	13.3		66.9	62.8	37.6	23.2	14.0		65.7	60.9	36.5	22.1	12.6
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	85.8	81.2	51.2	35.6	35.8		87.6	83.2	52.3	36.5	36.8		84.0	79.2	50.1	34.6	34.7
PAK ActifloCarb mit Filtration	95.9	81.9	47.5	34.4	32.6		96.7	83.0	48.1	35.0	33.4		95.2	80.7	46.8	33.8	31.9
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	66.8	66.6	42.8	30.1	32.0		67.6	67.8	43.5	30.7	32.8		66.1	65.5	42.2	29.5	31.3
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	82.9	75.4	47.8	31.9	30.3		84.7	77.4	48.9	32.8	31.3		81.1	73.3	46.7	31.0	29.2
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	63.9	60.7	39.4	26.5	26.5		64.7	61.9	40.1	27.1	27.2		63.2	59.5	38.7	25.9	25.8
Ozonung exkl. Filtration	41.5	34.3	18.9	14.4	7.4		41.5	34.3	18.9	14.4	7.4		41.5	34.3	18.9	14.4	7.4
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	59.3	57.3	34.1	27.7	29.9		60.4	58.2	34.5	28.1	30.2		58.2	56.4	33.6	27.4	29.6
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	77.2	67.2	38.4	29.7	29.6		77.2	67.2	38.5	29.7	29.6		77.2	67.1	38.4	29.7	29.6
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	41.4	44.5	26.8	22.8	26.5		41.5	44.6	26.8	22.9	26.6		41.4	44.4	26.7	22.8	26.5
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	56.4	51.5	30.7	24.1	24.4		57.5	52.4	31.2	24.5	24.7		55.3	50.6	30.2	23.7	24.1
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	38.6	38.7	23.4	19.2	21.0		38.6	38.8	23.4	19.2	21.1		38.6	38.6	23.3	19.2	21.0
Grundvariante (Qmax,MV = Qmax,ARA)						GUS hoch (Qmax,MV = Qmax,ARA)						GUS tief (Qmax,MV = Qmax,ARA)					
Qmax,MV / Qd,TW,VSA																	
Ozonung mit Filtration	84.5	71.3	49.3	27.7	15.1		85.2	72.2	49.9	28.3	15.8		83.9	70.3	48.7	27.1	14.3
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	109.8	89.7	62.6	40.5	38.0		112.5	92.1	64.2	41.6	39.1		107.0	87.4	61.1	39.3	36.9
PAK ActifloCarb mit Filtration	116.4	88.2	54.5	38.1	33.8		117.3	89.5	55.3	38.7	34.5		115.5	86.9	53.7	37.4	33.0
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	81.3	72.3	50.7	33.5	33.4		82.2	73.6	51.5	34.1	34.1		80.4	71.0	49.8	32.8	32.6
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	106.9	83.9	59.2	36.8	32.5		109.6	86.3	60.7	37.9	33.6		104.1	81.5	57.6	35.6	31.3
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	78.4	66.4	47.2	29.8	27.8		79.3	67.7	48.0	30.4	28.6		77.5	65.1	46.4	29.1	27.1
Ozonung exkl. Filtration	49.1	38.1	23.3	17.3	8.2		49.1	38.1	23.3	17.3	8.2		49.1	38.1	23.3	17.3	8.2
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	74.8	62.1	39.8	30.9	31.3		76.7	63.2	40.5	31.4	31.7		72.9	61.0	39.0	30.4	30.9
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	92.4	71.7	43.3	32.6	30.5		92.5	71.8	43.3	32.6	30.5		92.4	71.6	43.2	32.5	30.5
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	46.8	46.4	28.8	24.5	27.0		46.9	46.5	28.9	24.5	27.1		46.7	46.3	28.8	24.4	27.0
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	72.0	56.3	36.4	27.3	25.8		73.8	57.4	37.2	27.8	26.2		70.1	55.1	35.6	26.8	25.4
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	44.0	40.6	25.5	20.8	21.6		44.1	40.8	25.5	20.9	21.6		43.9	40.5	25.4	20.8	21.5

Tableau 31: Jahreskosten in Franken pro Einwohnerwert (EW) und Jahr für alle Szenarien (Teil 5 von 6)

Jahreskosten exkl. MwSt [CHF / EW a]															
ARA															
Untersee Aadorf Furt Au Luzern															
EW (effektiv, Stand 2005) 5'600 14'400 29'500 66'000 225'000															
Redundanz 100%															
Redundanz 100%															
Redundanz 100%															
NO2-N hoch (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)															
NO2-N tief (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)															
DOC hoch (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)															
Ozonung mit Filtration	56.9	48.1	29.8	17.4	10.3	56.2	47.2	29.3	17.0	10.0	57.8	49.2	30.4	18.0	10.7
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	69.8	63.3	41.6	27.8	28.9	69.8	63.3	41.6	27.8	28.9	70.4	63.9	41.9	28.0	29.0
PAK ActifloCarb mit Filtration	79.4	64.3	39.2	26.6	26.0	79.4	64.3	39.2	26.6	26.0	79.5	64.4	39.3	26.7	26.0
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	55.5	52.3	35.3	23.8	26.3	55.5	52.3	35.3	23.8	26.3	55.6	52.5	35.3	23.8	26.3
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	66.9	57.5	38.2	24.1	23.4	66.9	57.5	38.2	24.1	23.4	67.6	58.0	38.5	24.3	23.5
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	52.6	46.5	31.8	20.1	20.8	52.6	46.5	31.8	20.1	20.8	52.7	46.6	31.9	20.1	20.8
Ozonung exkl. Filtration	37.7	28.3	16.4	11.5	6.1	37.0	27.4	15.9	11.1	5.7	38.7	29.5	17.0	12.1	6.5
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	47.8	44.9	28.1	21.8	24.5	47.8	44.9	28.1	21.8	24.5	48.4	45.4	28.3	22.0	24.7
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	63.6	52.5	31.6	22.9	23.6	63.6	52.5	31.6	22.9	23.6	63.6	52.5	31.6	22.9	23.6
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	35.1	35.7	22.8	18.3	22.3	35.1	35.7	22.8	18.3	22.3	35.1	35.7	22.9	18.4	22.3
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	44.9	39.0	24.7	18.2	19.0	44.9	39.0	24.7	18.2	19.0	45.6	39.5	24.9	18.4	19.2
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	32.2	29.9	19.5	14.7	16.8	32.2	29.9	19.5	14.7	16.8	32.2	29.9	19.5	14.7	16.8
NO2-N hoch (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)	62.6	56.3	34.1	20.6	12.3	61.7	55.2	33.5	20.1	11.9	63.8	57.8	35.0	21.3	12.8
NO2-N tief (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)	79.0	73.8	47.3	32.4	33.3	79.0	73.8	47.3	32.4	33.3	79.9	74.6	47.7	32.6	33.5
DOC hoch (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)	89.2	75.1	44.4	31.4	30.6	89.2	75.1	44.4	31.4	30.6	89.3	75.3	44.5	31.4	30.6
Ozonung mit Filtration	62.3	61.0	39.9	27.6	30.2	62.3	61.0	39.9	27.6	30.2	62.4	61.2	40.0	27.7	30.2
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	76.1	68.0	43.9	28.7	27.8	76.1	68.0	43.9	28.7	27.8	77.0	68.8	44.3	29.0	28.0
PAK ActifloCarb mit Filtration	59.4	55.1	36.5	24.0	24.6	59.4	55.1	36.5	24.0	24.6	59.5	55.3	36.6	24.0	24.7
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	40.4	32.5	18.2	13.5	7.1	39.5	31.4	17.6	13.0	6.7	41.7	34.0	19.1	14.2	7.7
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	54.6	52.5	31.8	25.4	28.1	54.6	52.5	31.8	25.4	28.1	55.4	53.1	32.2	25.6	28.3
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	71.8	61.7	36.0	27.1	27.8	71.8	61.7	36.0	27.1	27.8	71.8	61.8	36.1	27.1	27.8
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	39.1	41.4	25.5	21.2	25.3	39.1	41.4	25.5	21.2	25.3	39.2	41.5	25.5	21.2	25.3
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	51.7	46.6	28.4	21.8	22.6	51.7	46.6	28.4	21.8	22.6	52.5	47.3	28.8	22.0	22.9
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	36.3	35.6	22.1	17.6	19.8	36.3	35.6	22.1	17.6	19.8	36.3	35.7	22.2	17.6	19.8
NO2-N hoch (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)	67.3	63.1	37.7	23.2	13.7	66.3	61.8	37.0	22.6	13.3	68.7	64.8	38.6	24.1	14.4
NO2-N tief (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)	85.8	81.2	51.2	35.6	35.8	85.8	81.2	51.2	35.6	35.8	86.9	82.2	51.7	35.9	36.1
DOC hoch (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)	95.9	81.9	47.5	34.4	32.6	95.9	81.9	47.5	34.4	32.6	96.1	82.1	47.6	34.4	32.6
Ozonung mit Filtration	66.8	66.6	42.8	30.1	32.0	66.8	66.6	42.8	30.1	32.0	67.0	66.9	42.9	30.2	32.1
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	82.9	75.4	47.8	31.9	30.3	82.9	75.4	47.8	31.9	30.3	84.0	76.3	48.3	32.3	30.6
PAK ActifloCarb mit Filtration	63.9	60.7	39.4	26.5	26.5	63.9	60.7	39.4	26.5	26.5	64.1	60.9	39.5	26.5	26.5
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	42.5	35.6	19.6	15.1	7.9	41.5	34.3	18.9	14.4	7.4	43.9	37.3	20.5	15.9	8.5
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	59.3	57.3	34.1	27.7	29.9	59.3	57.3	34.1	27.7	29.9	60.3	58.1	34.5	28.0	30.2
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	77.2	67.2	38.4	29.7	29.6	77.2	67.2	38.4	29.7	29.6	77.2	67.2	38.5	29.7	29.6
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	41.4	44.5	26.8	22.8	26.5	41.4	44.5	26.8	22.8	26.5	41.5	44.6	26.8	22.9	26.6
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	56.4	51.5	30.7	24.1	24.4	56.4	51.5	30.7	24.1	24.4	57.4	52.3	31.1	24.4	24.7
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	38.6	38.7	23.4	19.2	21.0	38.6	38.7	23.4	19.2	21.0	38.6	38.8	23.4	19.2	21.1
NO2-N hoch (Qmax,MV = Qmax,ARA)	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
NO2-N tief (Qmax,MV = Qmax,ARA)	86.0	72.7	50.2	28.4	15.5	84.5	71.3	49.3	27.7	15.1	88.1	74.6	51.4	29.5	16.2
DOC hoch (Qmax,MV = Qmax,ARA)	109.8	89.7	62.6	40.5	38.0	109.8	89.7	62.6	40.5	38.0	111.7	91.0	63.5	41.0	38.3
Ozonung mit Filtration	116.4	88.2	54.5	38.1	33.8	116.4	88.2	54.5	38.1	33.8	116.6	88.5	54.7	38.1	33.8
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	81.3	72.3	50.7	33.5	33.4	81.3	72.3	50.7	33.5	33.4	81.6	72.6	50.9	33.6	33.4
PAK ActifloCarb mit Filtration	106.9	83.9	59.2	36.8	32.5	106.9	83.9	59.2	36.8	32.5	108.7	85.2	60.1	37.3	32.8
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	78.4	66.4	47.2	29.8	27.8	78.4	66.4	47.2	29.8	27.8	78.7	66.7	47.4	29.8	27.9
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	50.6	39.5	24.2	18.0	8.7	49.1	38.1	23.3	17.3	8.2	52.7	41.5	25.5	19.1	9.4
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	74.8	62.1	39.8	30.9	31.3	74.8	62.1	39.8	30.9	31.3	76.5	63.1	40.5	31.4	31.6
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	92.4	71.7	43.3	32.6	30.5	92.4	71.7	43.3	32.6	30.5	92.5	71.7	43.3	32.6	30.5
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	46.8	46.4	28.8	24.5	27.0	46.8	46.4	28.8	24.5	27.0	46.9	46.5	28.9	24.5	27.1
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	72.0	56.3	36.4	27.3	25.8	72.0	56.3	36.4	27.3	25.8	73.6	57.3	37.1	27.7	26.1
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	44.0	40.6	25.5	20.8	21.6	44.0	40.6	25.5	20.8	21.6	44.1	40.7	25.5	20.9	21.6

Tableau 31: Jahreskosten in Franken pro Einwohnerwert (EW) und Jahr für alle Szenarien (Teil 6 von 6)

Jahreskosten exkl. MwSt [CHF / EW a]	ARA																			
	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
EW (effektiv, Stand 2005)	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
	Redundanz 100%					Redundanz 100%					Redundanz 100%									
	DOC tief (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)					PAK hoch (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)					PAK tief (Qmax,MV = 1.0*Qd,TW,VSA)									
Ozonung mit Filtration	55.1	45.9	28.5	16.3	9.4	56.2	47.2	29.3	17.0	10.0	56.2	47.2	29.3	17.0	10.0					
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	69.3	62.9	41.4	27.6	28.8	73.9	67.8	44.5	30.2	32.0	65.4	58.6	38.7	25.3	25.7					
PAK ActifloCarb mit Filtration	79.3	64.2	39.2	26.6	26.0	79.4	64.3	39.2	26.6	26.0	76.7	61.0	37.2	24.8	23.6					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	55.5	52.3	35.2	23.8	26.3	58.5	56.0	37.6	25.8	29.0	52.4	48.6	33.0	21.8	23.6					
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	66.4	57.1	38.0	24.0	23.3	71.0	62.0	41.1	26.5	26.5	62.5	52.8	35.3	21.7	20.2					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	52.6	46.4	31.8	20.1	20.8	55.6	50.1	34.1	22.1	23.5	49.5	42.8	29.5	18.1	18.1					
Ozonung exkl. Filtration	35.9	26.1	15.1	10.4	5.2	37.0	27.4	15.9	11.1	5.7	37.0	27.4	15.9	11.1	5.7					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	47.4	44.5	27.9	21.7	24.4	51.9	49.3	30.9	24.2	27.6	43.5	40.3	25.2	19.4	21.4					
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	63.6	52.5	31.6	22.9	23.6	63.6	52.5	31.6	22.9	23.6	61.0	49.3	29.6	21.1	21.2					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	35.1	35.7	22.8	18.3	22.3	38.1	39.3	25.1	20.3	25.0	32.0	32.1	20.6	16.3	19.6					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	44.5	38.7	24.5	18.0	18.9	49.1	43.5	27.5	20.6	22.1	40.6	34.4	21.8	15.7	15.9					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	32.2	29.9	19.4	14.7	16.8	35.2	33.5	21.7	16.7	19.5	29.2	26.3	17.2	12.7	14.1					
	DOC tief (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)					PAK hoch (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)					PAK tief (Qmax,MV = 1.5*Qd,TW,VSA)									
Ozonung mit Filtration	60.4	53.5	32.6	19.2	11.2	61.7	55.2	33.5	20.1	11.9	61.7	55.2	33.5	20.1	11.9					
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	78.4	73.3	47.0	32.2	33.2	84.0	79.5	50.7	35.4	37.0	73.7	68.0	43.8	29.3	29.6					
PAK ActifloCarb mit Filtration	89.2	75.0	44.4	31.4	30.6	89.2	75.1	44.4	31.4	30.6	86.0	71.0	42.0	29.2	27.7					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	62.2	60.9	39.9	27.6	30.2	65.9	65.6	42.6	30.1	33.4	58.6	56.4	37.2	25.2	26.9					
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	75.5	67.4	43.6	28.5	27.6	81.1	73.7	47.3	31.7	31.5	70.9	62.1	40.4	25.7	24.0					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	59.3	55.0	36.4	23.9	24.6	62.9	59.7	39.2	26.4	27.9	55.7	50.5	33.7	21.5	21.4					
Ozonung exkl. Filtration	38.1	29.6	16.6	12.1	6.1	39.5	31.4	17.6	13.0	6.7	39.5	31.4	17.6	13.0	6.7					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	54.0	52.0	31.6	25.2	28.0	59.5	58.0	35.2	28.4	31.8	49.3	46.7	28.4	22.4	24.4					
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	71.8	61.7	36.0	27.1	27.8	71.8	61.7	36.0	27.1	27.8	68.7	57.7	33.6	24.9	24.9					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	39.1	41.4	25.5	21.2	25.3	42.7	45.9	28.2	23.7	28.5	35.5	36.9	22.8	18.7	22.1					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	51.1	46.2	28.2	21.6	22.5	56.7	52.2	31.8	24.7	26.4	46.5	40.9	25.0	18.8	18.9					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	36.3	35.6	22.1	17.6	19.8	39.8	40.1	24.8	20.0	23.1	32.7	31.1	19.4	15.1	16.6					
	DOC tief (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)					PAK hoch (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)					PAK tief (Qmax,MV = 2.0*Qd,TW,VSA)									
Ozonung mit Filtration	64.7	59.9	36.0	21.6	12.6	66.3	61.8	37.0	22.6	13.3	66.3	61.8	37.0	22.6	13.3					
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	85.1	80.5	50.9	35.3	35.6	91.3	87.6	54.9	38.9	39.8	80.0	74.7	47.4	32.2	31.8					
PAK ActifloCarb mit Filtration	95.9	81.7	47.4	34.3	32.6	95.9	81.9	47.5	34.4	32.6	92.5	77.3	44.8	31.9	29.6					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	66.8	66.5	42.8	30.1	32.0	70.7	71.7	45.8	32.9	35.5	62.9	61.5	39.9	27.4	28.6					
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	82.2	74.7	47.4	31.7	30.1	88.5	81.7	51.5	35.2	34.3	77.2	68.8	44.0	28.5	26.2					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	63.8	60.6	39.3	26.4	26.5	67.8	65.8	42.3	29.2	29.9	60.0	55.6	36.4	23.7	23.1					
Ozonung exkl. Filtration	39.9	32.3	17.8	13.4	6.7	41.5	34.3	18.9	14.4	7.4	41.5	34.3	18.9	14.4	7.4					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	58.6	56.8	33.8	27.5	29.8	64.8	63.5	37.7	31.0	33.9	53.6	51.0	30.4	24.4	25.9					
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	77.2	67.1	38.4	29.7	29.6	77.2	67.2	38.4	29.7	29.6	73.8	62.7	35.9	27.2	26.5					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	41.4	44.5	26.7	22.8	26.5	45.2	49.4	29.6	25.6	30.0	37.5	39.5	23.9	20.1	23.1					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	55.8	50.9	30.4	23.9	24.3	61.9	57.7	34.3	27.4	28.4	50.7	45.1	27.0	20.8	20.4					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	38.6	38.7	23.4	19.2	21.0	42.4	43.7	26.3	21.9	24.5	34.7	33.7	20.5	16.5	17.6					
	DOC tief (Qmax,MV = Qmax,ARA)					PAK hoch (Qmax,MV = Qmax,ARA)					PAK tief (Qmax,MV = Qmax,ARA)									
Qmax,MV / Qd,TW,VSA	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7					
Ozonung mit Filtration	82.2	69.1	47.9	26.5	14.3	84.5	71.3	49.3	27.7	15.1	84.5	71.3	49.3	27.7	15.1					
PAK Ulmer mit Filtration (+20% BB)	108.5	88.9	62.0	40.1	37.7	116.7	96.7	66.9	44.2	42.1	102.5	82.7	58.2	36.7	33.8					
PAK ActifloCarb mit Filtration	116.2	88.0	54.4	38.0	33.8	116.4	88.2	54.5	38.1	33.8	112.3	83.4	51.6	35.4	30.7					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	81.2	72.1	50.5	33.4	33.3	85.8	77.7	53.9	36.5	36.9	76.8	66.9	47.4	30.5	29.8					
PAK Ulmer mit Filtration (+0% BB)	105.6	83.1	58.6	36.5	32.2	113.8	90.8	63.5	40.5	36.6	99.6	76.8	54.8	33.0	28.3					
PAK Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	78.2	66.2	47.1	29.7	27.8	82.8	71.7	50.4	32.8	31.3	73.8	61.0	44.0	26.8	24.3					
Ozonung exkl. Filtration	46.7	35.9	21.9	16.1	7.4	49.1	38.1	23.3	17.3	8.2	49.1	38.1	23.3	17.3	8.2					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+20% BB)	73.7	61.4	39.3	30.6	31.1	81.5	68.8	43.9	34.6	35.4	67.7	55.3	35.5	27.2	27.1					
PAK ActifloCarb exkl. Filtration	92.4	71.6	43.2	32.6	30.5	92.4	71.7	43.3	32.6	30.5	88.6	67.0	40.5	29.9	27.4					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+20% BB)	46.8	46.4	28.8	24.4	27.0	51.1	51.6	31.9	27.4	30.5	42.4	41.2	25.7	21.5	23.5					
PAK Ulmer exkl. Filtration (+0% BB)	70.8	55.6	35.9	27.0	25.6	78.7	63.0	40.5	31.0	29.9	64.9	49.5	32.2	23.6	21.6					
PAK Direktdosierung exkl. Filtration (+0% BB)	43.9	40.6	25.4	20.8	21.5	48.2	45.8	28.5	23.8	25.0	39.6	35.4	22.3	17.9	18.1					

Tableau 32: Abweichung der Jahreskosten durch Veränderung der zu behandelnden Abwassermenge (relative Abweichungen von der Grundvariante mit $Q_{\max, MV} = 1.5 \cdot Q_{d, TW, VSA}$)

Abweichung Jahreskosten	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
Einfluss Q	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
Grundvariante $1.0 \cdot Q_{d, TW, VSA} / 1.5 \cdot Q_{d, TW, VSA}$					
Ozonung mit Filtration	-10%	-15%	-13%	-15%	-16%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-11%	-14%	-12%	-14%	-13%
Actifo Carb mit Filtration	-11%	-15%	-12%	-15%	-15%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-11%	-14%	-12%	-14%	-13%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-12%	-15%	-13%	-16%	-16%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-11%	-16%	-13%	-16%	-16%
Ozonung ohne Filtration	-7%	-13%	-10%	-14%	-14%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-12%	-14%	-11%	-14%	-13%
Actifo Carb ohne Filtration	-11%	-15%	-12%	-16%	-15%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-10%	-14%	-11%	-13%	-12%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-13%	-16%	-13%	-16%	-16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-11%	-16%	-12%	-16%	-15%
Grundvariante $2.0 \cdot Q_{d, TW, VSA} / 1.5 \cdot Q_{d, TW, VSA}$					
Ozonung mit Filtration	8%	12%	10%	13%	12%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	8%	10%	8%	10%	7%
Actifo Carb mit Filtration	7%	9%	6%	9%	7%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	7%	9%	7%	9%	6%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	9%	11%	9%	11%	9%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	8%	10%	8%	10%	8%
Ozonung ohne Filtration	5%	9%	7%	11%	10%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	8%	9%	7%	9%	6%
Actifo Carb ohne Filtration	7%	9%	6%	9%	6%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	5%	7%	5%	8%	5%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	9%	10%	8%	11%	8%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	6%	9%	6%	9%	6%
Grundvariante $Q_{\max, ARA} / 1.5 \cdot Q_{d, TW, VSA}$					
$Q_{\max, MV} / Q_{d, TW, VSA}$	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	38%	29%	47%	37%	27%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	37%	21%	31%	25%	14%
Actifo Carb mit Filtration	27%	16%	21%	21%	10%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	29%	18%	27%	21%	11%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	38%	23%	34%	28%	17%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	31%	20%	29%	24%	13%
Ozonung ohne Filtration	23%	21%	30%	31%	22%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	33%	17%	23%	22%	11%
Actifo Carb ohne Filtration	25%	15%	18%	20%	10%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	17%	11%	13%	15%	7%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	36%	19%	26%	25%	14%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	18%	13%	15%	19%	9%

Tableau 33: Zunahme der Jahreskosten durch Vergrößerung der Redundanz (Verfügbarkeit von 90% auf 100%).

Abweichung Jahreskosten	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
Redundanz 90% --> 100%	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
Grundvariante, 1.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	16%	10%	9%	9%	0%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	8%	6%	3%	0%	0%
Actifo Carb mit Filtration	24%	17%	12%	9%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	6%	4%	1%	0%	0%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	8%	6%	3%	0%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	7%	4%	1%	0%	0%
Ozonung ohne Filtration	26%	17%	16%	13%	0%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	12%	7%	4%	0%	0%
Actifo Carb ohne Filtration	28%	18%	13%	9%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	9%	5%	1%	0%	0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	13%	8%	5%	0%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	10%	6%	1%	0%	0%
Grundvariante, 1.5*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	15%	10%	9%	9%	0%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	8%	6%	3%	0%	0%
Actifo Carb mit Filtration	24%	17%	13%	9%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	6%	4%	1%	0%	0%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	9%	6%	4%	0%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	7%	4%	1%	0%	0%
Ozonung ohne Filtration	26%	17%	16%	13%	0%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	12%	7%	4%	0%	0%
Actifo Carb ohne Filtration	28%	18%	13%	9%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	10%	5%	1%	0%	0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	13%	9%	5%	0%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	11%	6%	1%	0%	0%
Grundvariante, 2.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	15%	10%	9%	9%	0%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	9%	6%	4%	0%	0%
Actifo Carb mit Filtration	25%	17%	13%	9%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	7%	4%	1%	0%	0%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	9%	6%	4%	0%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	7%	4%	1%	0%	0%
Ozonung ohne Filtration	26%	17%	16%	14%	0%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	13%	8%	5%	0%	0%
Actifo Carb ohne Filtration	29%	18%	13%	9%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	10%	5%	1%	0%	0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	14%	9%	5%	0%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	11%	6%	1%	0%	0%
Grundvariante Q_{max,ARA}					
Q_{max,MV} / Q_{d,TW,VSA}	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	15%	10%	9%	10%	0%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	10%	6%	4%	0%	0%
Actifo Carb mit Filtration	28%	18%	15%	10%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	7%	4%	1%	0%	0%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	11%	7%	5%	0%	0%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	8%	4%	1%	0%	0%
Ozonung ohne Filtration	27%	17%	18%	15%	0%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	16%	9%	6%	0%	0%
Actifo Carb ohne Filtration	32%	19%	15%	9%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	12%	5%	1%	0%	0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	16%	10%	7%	0%	0%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	13%	6%	1%	0%	0%

Tableau 34: Zunahme der Jahreskosten durch erhöhte Nitrit-Konzentration im Zulauf zur MV-Stufe höher (im Vergleich zur Grundvariante).

Abweichung Jahreskosten	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
NO2-N hoch / Grundvariante	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
1.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	1.3%	1.8%	1.7%	2.5%	3.3%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Ozonung ohne Filtration	2.1%	3.4%	3.3%	3.9%	5.7%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
1.5*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	1.4%	2.0%	1.8%	2.6%	3.4%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Ozonung ohne Filtration	2.4%	3.8%	3.6%	4.2%	6.1%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
2.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	1.4%	2.0%	1.7%	2.6%	3.4%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Ozonung ohne Filtration	2.6%	3.9%	3.7%	4.3%	6.2%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Q_{max,ARA}					
Q_{max,MV} / Q_{d,TW,VSA}	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	1.5%	1.9%	1.6%	2.5%	3.3%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Ozonung ohne Filtration	2.9%	3.8%	3.6%	4.2%	6.1%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-	-	-	-	-

Tableau 35: Zunahme der Jahreskosten durch erhöhte DOC-Konzentration im Zulauf zur MV-Stufe höher (im Vergleich zur Grundvariante).

Abweichung Jahreskosten	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
DOC hoch / Grundvariante	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
1.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	3.0%	4.3%	3.9%	5.8%	7.7%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	0.8%	0.8%	0.6%	0.8%	0.6%
Actifo Carb mit Filtration	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.0%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.1%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	0.9%	0.9%	0.7%	0.9%	0.7%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	0.1%	0.3%	0.2%	0.1%	0.1%
Ozonung ohne Filtration	4.9%	8.0%	7.8%	9.2%	13.4%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	1.2%	1.0%	0.8%	0.9%	0.7%
Actifo Carb ohne Filtration	0.0%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	1.3%	1.1%	0.9%	1.1%	0.9%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
1.5*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	3.3%	4.7%	4.1%	6.2%	8.0%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	1.0%	0.9%	0.8%	0.9%	0.7%
Actifo Carb mit Filtration	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.1%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	0.2%	0.3%	0.2%	0.1%	0.1%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	1.0%	1.0%	0.8%	1.0%	0.8%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	0.2%	0.3%	0.2%	0.2%	0.1%
Ozonung ohne Filtration	5.7%	8.8%	8.5%	10.0%	14.3%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	1.4%	1.1%	0.9%	1.0%	0.8%
Actifo Carb ohne Filtration	0.0%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	1.5%	1.3%	1.1%	1.2%	1.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.1%	0.2%	0.1%	0.1%	0.1%
2.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	3.4%	4.7%	4.1%	6.2%	8.0%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	1.1%	1.1%	0.9%	1.0%	0.8%
Actifo Carb mit Filtration	0.2%	0.3%	0.2%	0.1%	0.1%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	0.2%	0.3%	0.2%	0.2%	0.1%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	1.2%	1.2%	0.9%	1.1%	0.9%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	0.2%	0.4%	0.3%	0.2%	0.1%
Ozonung ohne Filtration	6.1%	9.1%	8.7%	10.2%	14.5%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	1.5%	1.2%	1.1%	1.1%	0.9%
Actifo Carb ohne Filtration	0.0%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.1%	0.2%	0.1%	0.1%	0.0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	1.6%	1.4%	1.2%	1.3%	1.1%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.1%
Q_{max,ARA}					
Q_{max,MV} / Q_{d,TW,VSA}	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	3.5%	4.4%	3.7%	5.9%	7.7%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	1.5%	1.3%	1.2%	1.2%	0.9%
Actifo Carb mit Filtration	0.3%	0.4%	0.4%	0.2%	0.1%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	0.3%	0.4%	0.4%	0.2%	0.1%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	1.6%	1.4%	1.3%	1.3%	1.1%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	0.3%	0.5%	0.4%	0.2%	0.1%
Ozonung ohne Filtration	6.8%	8.9%	8.6%	9.9%	14.4%
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	2.1%	1.4%	1.5%	1.4%	1.1%
Actifo Carb ohne Filtration	0.1%	0.1%	0.2%	0.1%	0.1%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.1%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	2.2%	1.6%	1.7%	1.6%	1.3%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.2%	0.2%	0.3%	0.2%	0.1%

Tableau 36: Zunahme der Jahreskosten durch erhöhte GUS-Konzentration im Zulauf zur MV-Stufe höher (im Vergleich zur Grundvariante).

Abweichung Jahreskosten	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
GUS hoch / Grundvariante	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
1.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	0.9%	1.6%	1.6%	2.6%	5.6%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	1.6%	2.0%	1.8%	2.3%	2.6%
Actifo Carb mit Filtration	0.8%	1.5%	1.4%	1.8%	2.2%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	1.0%	1.6%	1.4%	1.8%	2.2%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	1.7%	2.2%	2.0%	2.6%	3.2%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	1.1%	1.8%	1.6%	2.1%	2.8%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	1.3%	1.1%	0.9%	1.0%	0.7%
Actifo Carb ohne Filtration	0.0%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	1.4%	1.3%	1.0%	1.2%	1.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
1.5*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	1.0%	1.7%	1.7%	2.7%	5.7%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	1.8%	2.3%	2.0%	2.5%	2.8%
Actifo Carb mit Filtration	0.9%	1.6%	1.5%	1.9%	2.3%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	1.1%	1.7%	1.5%	1.9%	2.3%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	1.9%	2.5%	2.1%	2.8%	3.3%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	1.2%	1.9%	1.7%	2.2%	2.8%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	1.5%	1.2%	1.0%	1.1%	0.9%
Actifo Carb ohne Filtration	0.0%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	1.6%	1.4%	1.2%	1.3%	1.1%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.1%	0.2%	0.1%	0.1%	0.1%
2.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	1.0%	1.7%	1.6%	2.6%	5.3%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	2.0%	2.4%	2.1%	2.6%	2.9%
Actifo Carb mit Filtration	0.9%	1.7%	1.6%	1.9%	2.3%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	1.1%	1.8%	1.6%	2.0%	2.3%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	2.0%	2.6%	2.2%	2.9%	3.4%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	1.2%	2.0%	1.7%	2.3%	2.8%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	1.7%	1.3%	1.2%	1.3%	1.0%
Actifo Carb ohne Filtration	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.1%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	1.8%	1.5%	1.3%	1.4%	1.2%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.1%
Q_{max,ARA}					
Q_{max,MV} / Qd,TW,VSA	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	0.8%	1.5%	1.3%	2.3%	4.8%
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	2.3%	2.5%	2.3%	2.8%	2.9%
Actifo Carb mit Filtration	1.0%	1.7%	1.6%	1.9%	2.2%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	1.2%	1.8%	1.6%	2.0%	2.3%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	2.4%	2.7%	2.4%	3.1%	3.4%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	1.2%	2.0%	1.7%	2.2%	2.7%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	2.3%	1.6%	1.7%	1.6%	1.2%
Actifo Carb ohne Filtration	0.1%	0.2%	0.2%	0.1%	0.1%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	0.2%	0.2%	0.3%	0.2%	0.1%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	2.4%	1.8%	1.9%	1.8%	1.4%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	0.2%	0.3%	0.3%	0.2%	0.1%

Tableau 37: Zunahme der Jahreskosten durch tiefere PAK-Dosierung (im Vergleich zur Grundvariante)

Abweichung Jahreskosten	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
PAK tief / Grundvariante	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
1.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-6%	-7%	-7%	-9%	-11%
Actifo Carb mit Filtration	-4%	-6%	-6%	-7%	-9%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-5%	-7%	-7%	-9%	-10%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-6%	-8%	-8%	-10%	-13%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-6%	-8%	-7%	-10%	-13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-9%	-10%	-10%	-11%	-13%
Actifo Carb ohne Filtration	-5%	-7%	-7%	-9%	-10%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-9%	-10%	-10%	-11%	-12%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-12%	-12%	-13%	-16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-12%	-12%	-14%	-16%
1.5*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-6%	-8%	-7%	-9%	-11%
Actifo Carb mit Filtration	-4%	-6%	-6%	-8%	-9%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-6%	-8%	-7%	-9%	-11%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-7%	-9%	-8%	-11%	-14%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-6%	-9%	-8%	-10%	-13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-10%	-11%	-11%	-12%	-13%
Actifo Carb ohne Filtration	-5%	-7%	-8%	-9%	-10%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-9%	-11%	-11%	-12%	-13%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-13%	-12%	-14%	-17%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-13%	-12%	-14%	-16%
2.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-7%	-8%	-7%	-10%	-11%
Actifo Carb mit Filtration	-4%	-6%	-6%	-8%	-9%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-6%	-8%	-7%	-9%	-11%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-7%	-9%	-8%	-11%	-13%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-6%	-9%	-8%	-10%	-13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-10%	-11%	-11%	-12%	-13%
Actifo Carb ohne Filtration	-5%	-7%	-8%	-9%	-10%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-10%	-11%	-11%	-12%	-13%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-13%	-12%	-14%	-16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-13%	-12%	-14%	-16%
Q_{max,ARA}					
Q_{max,MV} / Q_{d,TW,VSA}	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	-6%	-8%	-7%	-9%	-11%
Actifo Carb mit Filtration	-4%	-6%	-6%	-8%	-9%
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	-6%	-8%	-6%	-9%	-11%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	-7%	-8%	-7%	-10%	-13%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	-6%	-8%	-7%	-10%	-13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	-10%	-11%	-11%	-12%	-13%
Actifo Carb ohne Filtration	-5%	-7%	-7%	-9%	-10%
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	-10%	-11%	-11%	-12%	-13%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-12%	-12%	-14%	-16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	-10%	-13%	-12%	-14%	-16%

Tableau 38: Zunahme der Jahreskosten durch höhere PAK-Dosierung (im Vergleich zur Grundvariante)

Abweichung Jahreskosten	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Luzern
PAK hoch / Grundvariante	5'600	14'400	29'500	66'000	225'000
1.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	6%	7%	7%	9%	11%
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	5%	7%	7%	8%	10%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	6%	8%	8%	10%	13%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	6%	8%	7%	10%	13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	9%	10%	10%	11%	13%
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	9%	10%	10%	11%	12%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	9%	12%	12%	13%	16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	10%	12%	12%	14%	16%
1.5*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	6%	8%	7%	9%	11%
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	6%	8%	7%	9%	11%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	6%	8%	8%	10%	13%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	6%	8%	8%	10%	13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	9%	11%	11%	12%	13%
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	9%	11%	11%	12%	13%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	10%	12%	12%	14%	16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	10%	13%	12%	14%	16%
2.0*Qd,TW,VSA					
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	6%	8%	7%	9%	11%
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	6%	8%	7%	9%	11%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	7%	9%	8%	10%	13%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	6%	8%	7%	10%	13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	9%	11%	11%	12%	13%
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	9%	11%	11%	12%	13%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	10%	12%	12%	14%	16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	10%	13%	12%	14%	16%
Q_{max,ARA}					
Q_{max,MV} / Q_{d,TW,VSA}	4.5	2.9	4.1	3.2	2.7
Ozonung mit Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer mit Filtration (+20% BB)	6%	8%	7%	9%	11%
Actifo Carb mit Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung mit Filtration (+20% BB)	5%	7%	6%	9%	11%
Ulmer mit Filtration (+0% BB)	6%	8%	7%	10%	13%
Direktdosierung mit Filtration (+0% BB)	6%	8%	7%	10%	13%
Ozonung ohne Filtration	-	-	-	-	-
Ulmer ohne Filtration (+20% BB)	9%	11%	11%	12%	13%
Actifo Carb ohne Filtration	-	-	-	-	-
Direktdosierung ohne Filtration (+20% BB)	9%	11%	11%	12%	13%
Ulmer ohne Filtration (+0% BB)	10%	12%	12%	14%	16%
Direktdosierung ohne Filtration (+0% BB)	10%	13%	12%	14%	16%