Wiener Mitteilungen (2006) Band xxx, xx-yy
Copyright © 2006; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Verfahrens- und Betriebsoptimierungen am Beispiel der ARA-Strass

Bernhard Wett [(1)] & Josef Dengg [(2)]
(1) Universität Innsbruck, Institut für Umwelttechnik
(2) AIZ-Abwasserverband, Strass i. Z.

Kurzfassung:
Ökonomisch betriebene Abwasserreinigung bedingt ein ständiges Monitoring und Controlling der Abwasserreinigungsanlagen. Jeder Anlagenbetreiber sollte sich aus dem betriebswirtschaftlichen Aspekt dieser Herausforderung stellen und die Optimierungspotentiale seiner Anlage ausloten, erkennen und – falls vorhanden – in entsprechender Weise auch nutzen.
Der gegenständliche Bericht beschreibt die umgesetzten Optimierungsnahmen und die daraus resultierenden Betriebsergebnisse und Betriebserfahrungen. In einer ersten Phase zwischen 1994 und 1997 wurden Anpassungen an den vorgeschriebenen „Stand der Technik“ vorgenommen. Durch den Einbau interner Rezirkulationspumpen zur Denitrifikation, durch online Steuerungen der Nitrifikation und der Phosphorfällung und durch die Implementierung einer pH-gesteuerten separaten biologischen Prozesswasserbehandlung konnte eine gesicherte Nährstoffelimination erreicht werden.
In einer zweiten Phase wurde im Zeitraum 1999 bis 2005 über einen umfassenden Maßnahmenkatalog versucht, die Betriebseffizienz vor allem in Hinblick auf Energie und Kosten zu steigern. So wurde z.B. Prozessleitsystem und Gasmotor erneuert, ein neuartiger ÜS-Abzug an der Oberfläche des Belebungsbeckens installiert und die Systeme zur ÜS-Eindickung und zur Schlammkonditionierung umgestellt. Im Speziellen wird auf die Entwicklung und Installierung eines biologischen Behandlungsverfahrens zur Deammonifikation (DEMON) der hoch stickstoffbelasteten Prozesswässer der Schlammbehandlung eingegangen.
In einer chronologischen Darstellung werden die Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen auf die Energiebilanz der ARA Strass sichtbar. Zusätzlich bietet die in Österreich gestartete Initiative „Benchmark in der Siedlungswasserwirtschaft“ den Anlagenbetreibern eine ausgezeichnete Plattform zum Vergleich und zur objektiven Evaluation von Betriebseffizienz und Optimierungsmaßnahmen. An der ARA Strass konnte schließlich 2005 erstmals eine Energieautarkie erreicht werden bzw. eine Überschussproduktion von 108 % des benötigten elektrischen Jahresenergiebedarfs.

Key-Words: Betriebseffizienz, Verfahrensoptimierung, Energiebilanz, Benchmark, Prozesswasserbehandlung, DEMON,

1 Einleitung

Die Abwasserentsorgung und Abwasserreinigung wird in Österreich vorwiegend von öffentlichen Einrichtungen betrieben. Da sich die finanziellen Aufwendungen dafür direkt in den Abwasserabgaben eines jeden Gebührenzahlers niederschlagen, ist es Herausforderung und zugleich Pflicht eines jeden Anlagenbetreibers, sich einer betriebswirtschaftlichen Eigenkontrolle zu unterwerfen.

Zusätzlich haben Aussagen, dass in den Leistungsbereichen der Abwasserreigung bzw. der Abwasserentsorgung, welche weitestgehend von öffentlichen Institution betrieben werden, nicht so effizient gearbeitet wird wie in ähnlichen Betrieben, welche eine privatwirtschaftliche Unternehmensstruktur aufweisen, die Effizienzdiskussion in den letzten Jahren belebt (siehe dazu auch die Price-Waterhaus-Coopers-Studie „Optimierung der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung im Rahmen einer nachhaltigen Wasserpolitik“ aus 2001).

Dem gegenüber wurde in Österreich beinahe gleichzeitig das Forschungsprojekt „Benchmark in der Siedlungswasserwirtschaft“ gestartet. Diese Plattform bietet den Betreibern von Abwasserreinigungsanlagen, die Möglichkeit sich mit ähnlichen Betrieben auf betriebswirtschaftlicher Basis zu vergleichen. In diesen Vergleichen werden Benchmarks definiert, die wiedergeben welche Leistung zu welchen Kosten im besten Fall erbracht werden können. Damit Jeder von Jedem profitieren kann (Win-Win-Situation) und die Benchmarks auf einer breiten Basis ermittelt werden können, ist für die nächsten Jahre eine ebenso breite Beteiligung an diesem Projekt wünschenswert bzw. erforderlich.

Bereits ab dem Jahr 1994 wurde ein Optimierungs- und Effizienzsteigerungsprozess gestartet, der bis heute und darüber hinaus weitergepflegt wird. Der Auslöser dafür war die, mit der Wasserrechtsgesetznovelle 1990, gesetzlich geforderte Anpassung von „Altanlagen“ an den Stand der Technik.

Die Umsetzung der Optimierungsmaßnahmen auf der ARA-Strass seit 1994 und die daraus resultierenden Betriebsergebnisse und Betriebserfahrungen werden in diesem Bericht vorgestellt, wobei im Speziellen auf die Entwicklung und Installierung einer biologischen Separatbehandlung von hoch stickstoff-

belasteten Prozesswässern der Schlammbehandlung eingegangen wird. Diesem Bioprozess wurde der Name **„DEMON-Verfahren“** gegeben.

2 Vorstellung der ARA-Strass und Anpassung an den Stand der Technik

2.1 Urkonzept der ARA-Strass

Die ARA-Strass wurde auf Grundlage umfangreicher Variantenstudien als zweistufige biologische Abwasserreinigungsanlage nach dem AB-Verfahren (mit Hoch- u. Schwachlaststufe) konzipiert und weist durch die Lage in einem touristisch hoch entwickelten Entsorgungsgebiet mit derzeit rd. 7,4 Mio. Nächtigungen pro Jahr starke saisonale Belastungsschwankungen beim organischen Schmutzfracht-Wochenmittel im Verhältnis von rd. 2,5:1 (220.000 zu 90.000 EW_{60}) auf. Das Anlagenkonzept stammt aus dem Jahr 1985 (Anlagenerrichtung 1986-1989) und war ursprünglich auf eine maximale Tagesschmutzfracht von 225.000 EW_{60} (mit C-Entfernung) und als Nitrifikationsanlage bis zu einem maximalen Monatsmittel von 167.000 EW_{60} ausgerichtet. Durch die Änderung des WRG 1959 mit der WRG-Novelle 1990 und dem Erscheinen der 1. AEV für kommunales Abwasser im Jahr 1991 sowie deren Neuauflage 1996, galt die ARA-Strass bereits nach nur 2 Jahren Betrieb als „Altanlage“ und war demnach an den Stand der Technik anzupassen.

2.2 Anpassung an den Stand der Technik

Zur Anpassung der ARA an den Stand der Technik gemäß 1.AEV wurden im Zeitraum von 1994 bis einschließlich 1997 nachstehende Änderungen bzw. Erweiterungen durchgeführt:

- *Umbau der Zulaufmessung und Ausschaltung der internen Rückläufe bei der ARA Bilanzierung und der Ermittlung der Eliminationsraten.*
- *Einbau von Rezirkulationspumpen in der 2. biologischen Stufe für die direkte Nitratrückführung in die Denitrifikationszonen.*
- *Optimierung der N-Entfernung durch Steuerung der Schwachlast-Biologie über NH_4-N bzw. NO_3-N Online-Geräte.*

- *Errichtung einer Phosphorfällung mit Natriumaluminat als Fällmittel (Dosierung im Ablauf der SL-Biologie) u. PO_4-P Onlinesteuerung.*
- *Errichtung einer separaten Prozesswasserbehandlung für die Entstickung des Filtrats aus der Schlammentwässerung mit Wochenspeicher.*

Die Maßnahmen der Anpassung haben samt den erforderlichen Versuchsphasen einen Investitionsaufwand von € 570.000,- verursacht. Für die Errichtung der Anlage in ihrer ursprünglichen Konzeption wurden Finanzmittel in der Höhe von € 25.000.000 aufgewendet. Die Ausbaugröße wurde gemäß Anpassungsbescheid aus dem Jahre 1997 mit einem maximalen Wochenmittel von 167.000 EW_{60} neu definiert. Derzeit reinigen 31 Gemeinden aus dem Bereich Zillertal, Achental und mittleres Unterinntal ihre Abwässer in der ARA-Strass.

2.3 Phosphorelimination

Bereits im Jahr 1994 wurden auf der ARA-Strass großtechnische Versuche zur biologischen Phosphorelimination nach dem Phostrip-Verfahren über einen Zeitraum von rd. 5 Monaten durchgeführt. Diese Versuche waren aber insoweit nicht Ziel führend, als damit keine prozessstabile P-Entfernung erreicht werden konnte.

In Folge hat man sich entschlossen die Phosphorelimination konventionell über chemische Fällung zu betreiben. Dazu wurden ab Herbst 1994 ebenfalls Versuche zur Ermittlung eines geeigneten Fällmittels gefahren. Auf Grund der geringen Säurekapazität von ~6,0 mmol/l im ARA-Zulauf konnten saure Fällmittel nicht befriedigen, weil im Zusammenhang mit Simultanfällung, Nitrifikation und dem freien Säurerest des Fällmittels, der pH-Wert in der Schwachlastbiologie soweit abgesenkt wurde, dass es zu Störungen in den biologischen Abläufen sowie zur Schlammentartung kam. Erst mit der Umstellung auf ein alkalisches Fällmittel (Natriumaluminat) konnten innerhalb kürzester Zeit die gewünschten bzw. vom Gesetz geforderten Ergebnisse erreicht werden. Auf Grund dieser Versuchsergebnisse wurde im Winter 1994/95 eine Fällungsstation mit Aluminatspeicher (Inhalt 2 * 33 m³) in das Zentralgebäude der ARA-Strass integriert.

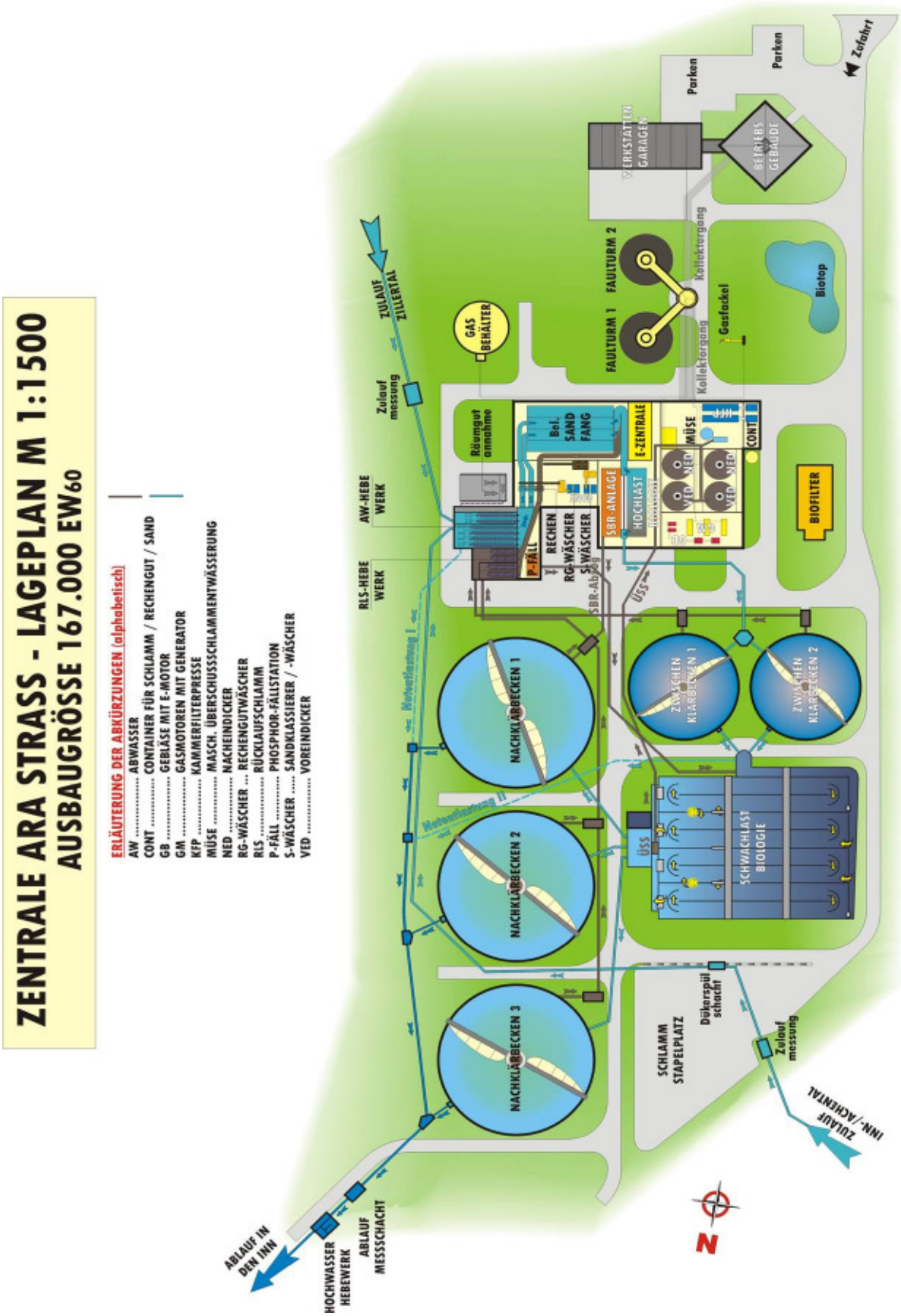

Abbildung 1: Lageplan der ARA-Strass Maßstab 1:1500 (verkleinert) mit SBR-Anlage (Bereich HL-Biologie) u. dem geänderten ÜS-Abzug aus der SL-Biologie

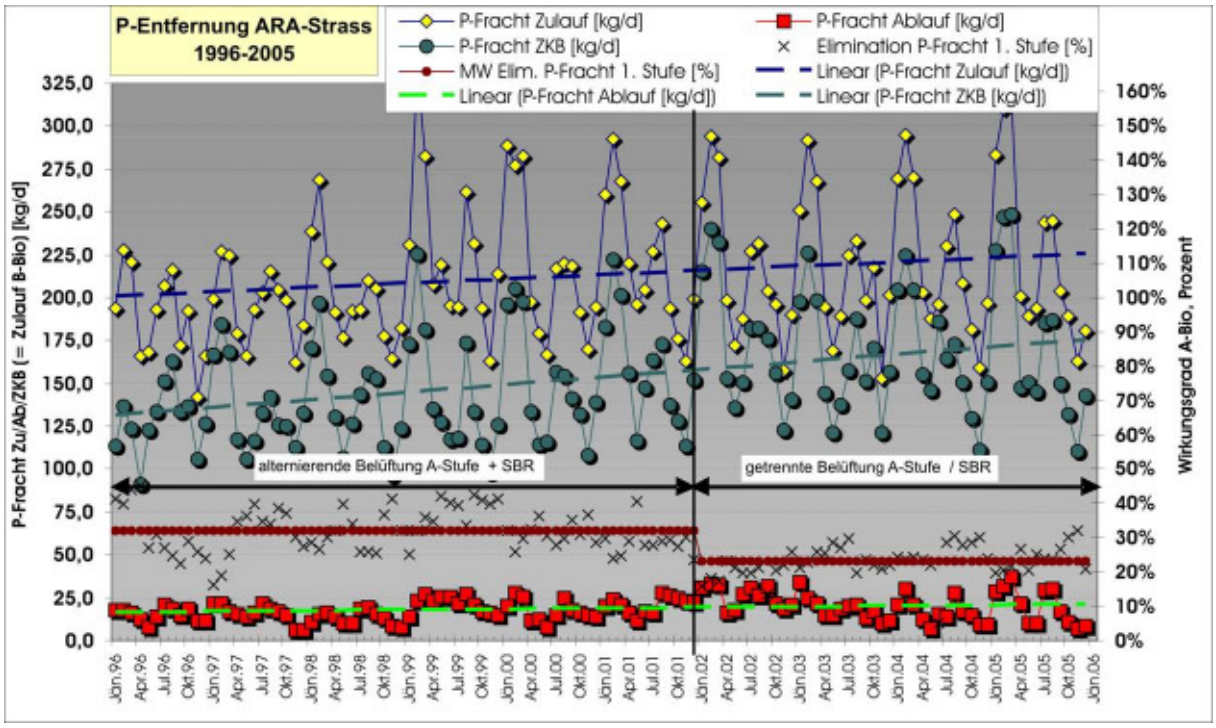

Abbildung 2: P-Frachten für Zu-/Ablauf und ZKB (= P-Fracht für Fällung in SL-Biologie) und P-Eliminationsrate der Hochlast-Biologie im Zeitraum 1996-2005 (Monatsmittelwerte)

In Abbildung 2 sind die P-Frachten für Zu- und Ablauf sowie im Zulauf der Schwachlast-Biologie (ZKB) dargestellt. Erkennbar ist, dass in der Hochlast-Biologie derzeit rd. 22-25 % der P-Zulauffracht mit dem Überschussschlamm entfernt wird. Die P-Ablauffracht beträgt rd. 8 % der Zulauffracht, womit sich ein Wirkungsgrad von i. M. rd. 92 % ergibt. Im Laufe von 10 Jahren (1996-2005) hat sich eine P-Fracht-Zunahme am ARA-Zulauf von 200 auf 225 kg P_{ges}/d, das entspricht 12 % ergeben.

Die Abnahme der P-Eliminationsleistung in der Hochlast-Biologie ab dem Jahr 2002 (1996-01: rd. 32%; 2002-05: rd. 23 %) um 9 % wird auf die Umstellung der Belüftung in der HL-Biologie am Jahresende 2001 und damit auf eine verringerte Bio-P-Einlagerung in den HL-Schlamm zurückgeführt. Vor dem Jahr 2002 war die Belüftung der Hochlast-Stufe bzw. des SBR-Beckens nur alternierend möglich, da nur eine Luftleitung existierte und in den Becken Niveauunterschiede gegeben waren. Mit Jahresende 2001 wurde diese Gegebenheit durch eine zweite Belüftungsleitung entkoppelt und damit die unabhängige Belüftungssteuerung für SBR-Becken und Hochlast-Stufe ermöglicht.

2.4 Separate biologische Prozesswasserbehandlung im SBR-Becken (1997-2004)

Die interne Stickstofffracht (NH_4-N-Fracht) an der ARA-Strass aus den Prozesswässern der Schlammentwässerung beträgt rd. 14-22 % (WMW) der externen Gesamt-N-Fracht. Die Mitbehandlung dieser internen N-Fracht in der SL-Biologie zieht Negativeffekte (intensive Nitrifikation mit erhöhtem aerobem C-Abbau, Verschlechterung des C/N-Verhältnisses) für die gesamte 2. biologische Stufe nach sich.

Aus diesem Grund wurde - nach der Verfahrensentwicklung auf der ARA-Strass im Jahr 1996 eine Straße der Hochlast-Biologie zu einem SBR-Becken mit Wochenspeicher zu Gesamtkosten von 220.000,- Euro umgerüstet. Über diese Prozesswasserbehandlung wurde bereits in mehreren Veröffentlichungen (z.B. Wett et. al., 1998) sowie im Band 166 (2001) der Wiener Mitteilungen ausführlich berichtet, weshalb an dieser Stelle nur zusammengefasst über die SBR-Anlage und über die Betriebsergebnisse informiert wird.

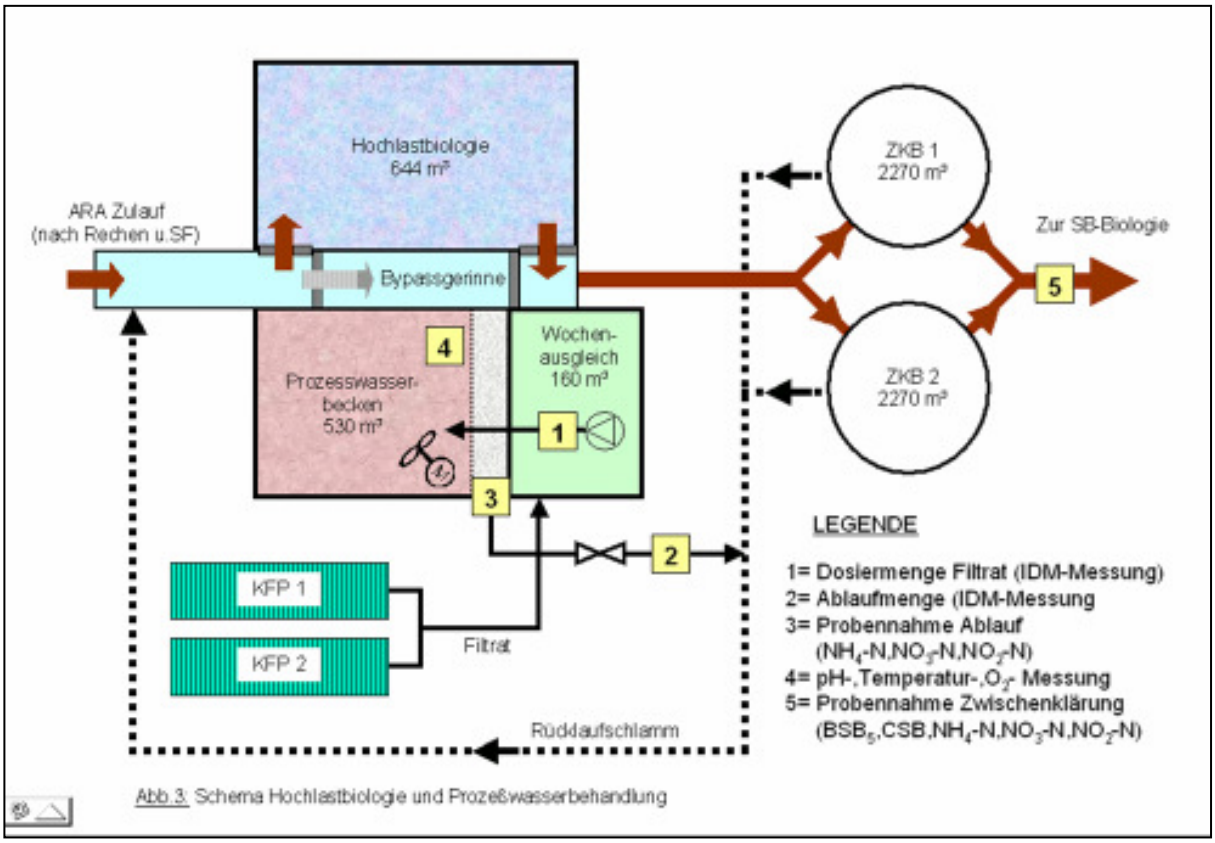

Abbildung 3: Schema Hochlastbiologie und SBR-Anlage mit Wochenspeicher. Das Anlagenkonzept und die bauliche Anordnung sind auch für das ab 2003/04 entwickelte DEMON-Verfahren unverändert geblieben.

Im Winter 2001/02 erfolgte bei der Schlammkonditionierung die Umstellung von Kalk-Eisen auf Polymer, da der Schlamm in seiner weiteren Verwertung der Kompostierung zugeführt wird. Die Kalk-Konditionierung des ausgefaulten Schlammes bewirkt eine signifikante Beeinflussung des Alkalinitätshaushaltes des Prozesswasserbehandlungssystems, wodurch sich die Frage der Auswirkungen dieser Umstellung auf die ARA-Strass aufgeworfen hat.

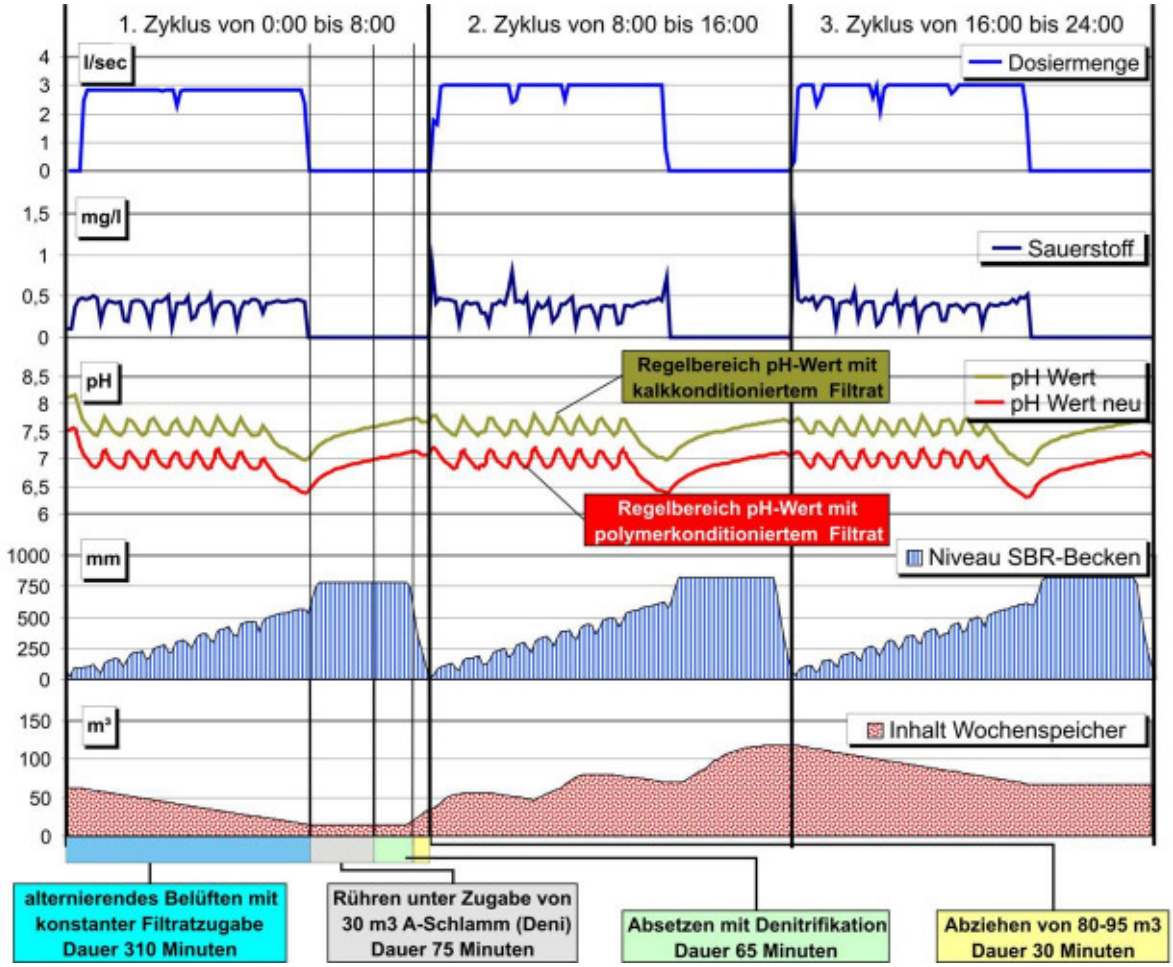

Abbildung 4: Steuerschema der Prozesswasserbehandlung 1997-2004 mit den pH-Wert-Regelbereichen für kalk- und polymer-konditioniertem Filtrat. Dargestellt sind Filtratbeschickung (l/s), Sauerstoffgehalt (mg O_2/l), pH-Wert-Regelhysteresen, Niveau im SBR-Becken (mm) und Füllvolumen des Wochenspeichers (m³).

Untersuchungen dazu haben gezeigt, dass durch die Kalkung (pH-Wert-Anhebung) und den Pressvorgang der Kohlensäurepuffer in Form von Kalziumkarbonat ($CaCO_3$) weitestgehend eliminiert wird. Zur Neutralisation der H^+-Ionen wird bei dieser Betriebsweise das Ammonium/Ammoniak-Puffersystem, im Moment der Einmischung ins SBR-Becken, genutzt. Wird statt der Kalkdosierung eine Konditionierung mit neutralen Polymeren

durchgeführt, bleibt das Kohlensäure-Puffersystem erhalten und liegt dieses im pH-Wertbereich zwischen 6 und 7. Modellrechnungen und Betrieb haben gezeigt, dass zur Nutzung im SBR-Becken das pH-Wert-Steuerintervall um rd. 0,5-0,7 pH-Wert-Punkte abgesenkt werden muss.

Die ökonomischen Effekte im SBR-Betrieb haben sich durch die Einsparung von Belüftungsenergie bei der Nitrifikation und einem geringeren Kohlenstoffbedarf bei der Denitrifikation ergeben. Die Begründung dafür liegt in der Betriebsweise der SBR-Anlage. Diese wurde als biologische Entstickungsanlage mit rd. 80 %-iger Nitritation und anschließender Denitrifikation betrieben. Der 2. Schritt der Stickstoffoxidation zum Nitrat wurde steuerungstechnisch weitestgehend unterbunden. Durchschnittlich wurden von 09/1997 bis 04/2004 für die Entfernung von 1 kg NH_4-N 2,9 kWh elektrische Energie und rd. 0,55 m³ HL-Stufenschlamm respektive 2,89 kg CSB (= ~1,93 kg oTS) eingesetzt, wobei die Kohlenstoffzugabe über den stöchiometrischen Bedarf hinaus erfolgte und damit der Faulung mehr HL-Stufenschlamm als erforderlich für die Gasproduktion entzogen wurde.

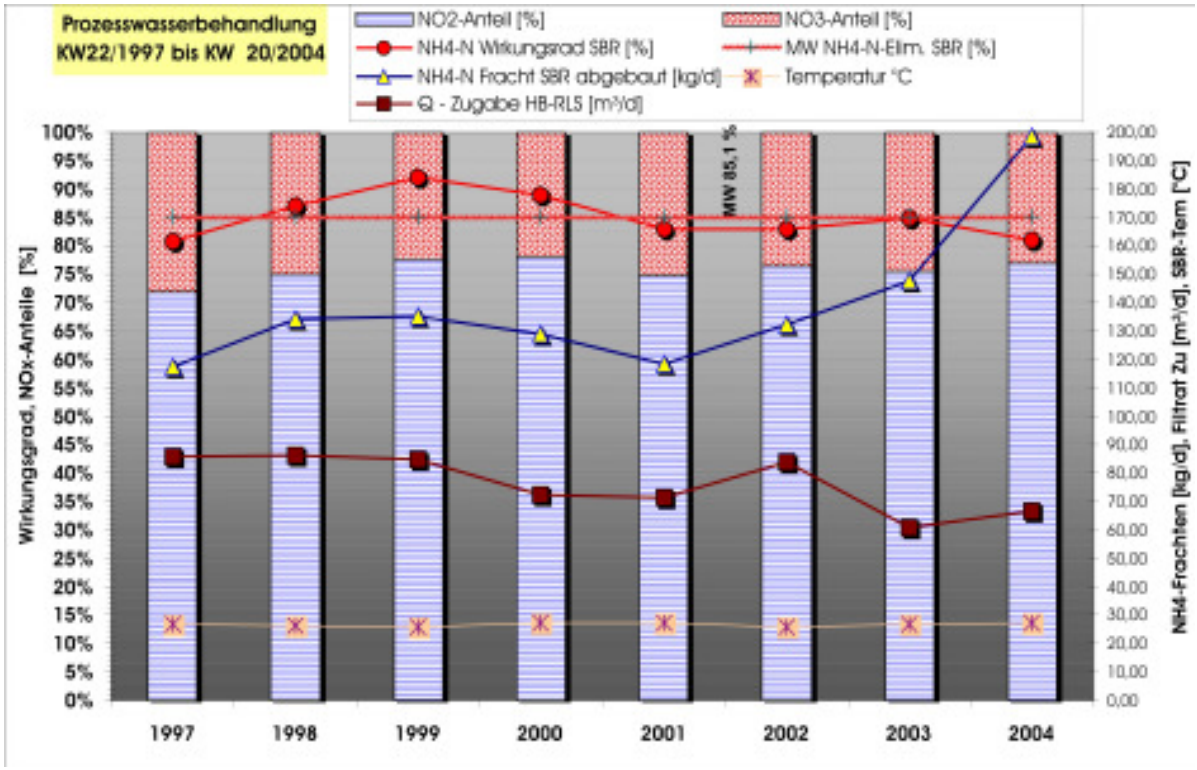

Abbildung 5: Prozentuales Verhältnis von NO_2 / NO_3 im SBR-Becken, SBR-Wirkungsgrad (%), abgebaute NH4-N-Fracht (kg/d), Hochlast-RLS-Zugabe (m³/d) und Reaktortemperatur (°C)

Abbildung 5 zeigt, dass die Oxidation des Ammoniumstickstoffs zu rd. 80 % über Nitit (NO_2) und nur zu rd. 20 % über Nitrat (NO_3) verläuft. Damit kann 20 % des O_2-Bedarfs für die Nitrifikation und 32 % der Kohlenstoffzugabe für die Denitrifikation eingespart werden. Bei einer Reaktortemperatur von rd. 27-28 °C ergibt sich eine NH_4-N-Abbaurate von im Mittel 85,1 %.

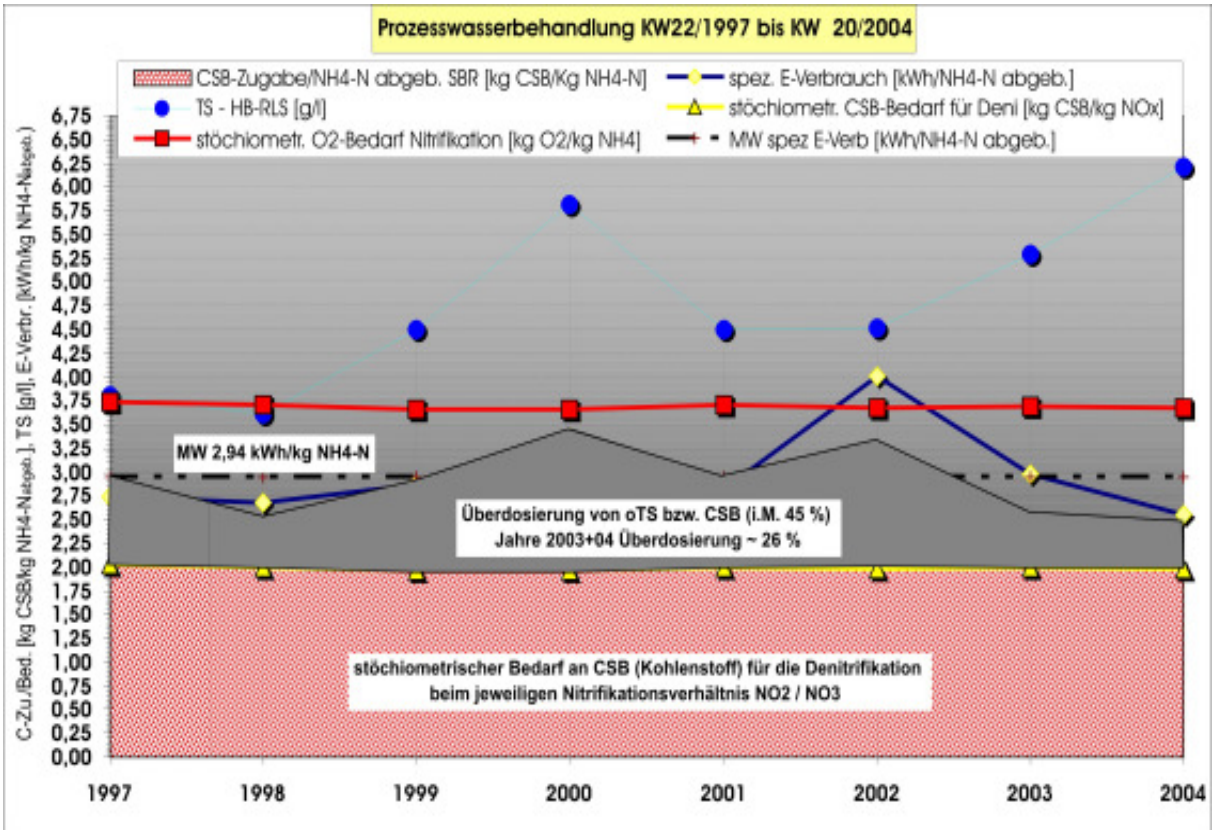

Abbildung 6: Spiegelt den stöchiometrischen CSB-Bedarf für die Denitrifikation sowie die tatsächliche CSB-Zugabe zum SBR-Becken wider. Weiters dargestellt sind der stöchiometrische Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation, der TS-Gehalt des A-Stufen-RLS in g/l und der spezifische Energieverbrauch in kWh/kg NH_4-N abgebaut.

Abbildung 6 dokumentiert, dass die Zugabe von C-Substrat für die Denitrifikation über das stöchiometrische Maß hinaus erfolgte. Im Durchschnitt ergab sich eine 45 %-ige Überdosierung, wobei diese organische Substanz der Faulung und somit der Eigenenergiegewinnung entzogen wurde. Dieser Entzug an oTS beträgt im Mittel rd. 258 kg/d und stellt damit einen Verlust von ca. 4,5 % der täglichen Beschickungsmenge der Faulräume mit 5.340 kg dar.

2.5 Entwicklung und Umsetzung des „DEMON-Verfahrens“ auf der ARA-Strass für die Separatbehandlung von Prozesswasser aus der Schlammbehandlung (2002-2004)

- **Biochemische Grundlagen**

Bei der Entstickung von Prozesswasser bieten sich aufgrund der hohen Ammoniumkonzentration und des erhöhten Temperaturniveaus alternative Reaktionswege an, die geeignet sind, signifikante Ressourceneinsparungen zu erreichen. Im ursprünglich in Strass installierten Prozesswasserbehandlungssystem über Nitritation/Denitritation konnten, wie oben dargestellt, durch die weitgehende Hemmung der Nitratation Sauerstoff und organischer Kohlenstoff eingespart werden. Eine weitere „Abkürzung“ im Reaktionsweg (Abb.7) zielt darauf ab, nur etwas mehr als die Hälfte des Ammoniums mittels Luftsauerstoff zu Nitrit zu oxidieren und dann mit Hilfe des gebildeten Nitrits die andere Hälfte des Ammoniums direkt zu oxidieren um zum gleichen Endprodukt – elementarer Stickstoff – zu kommen.

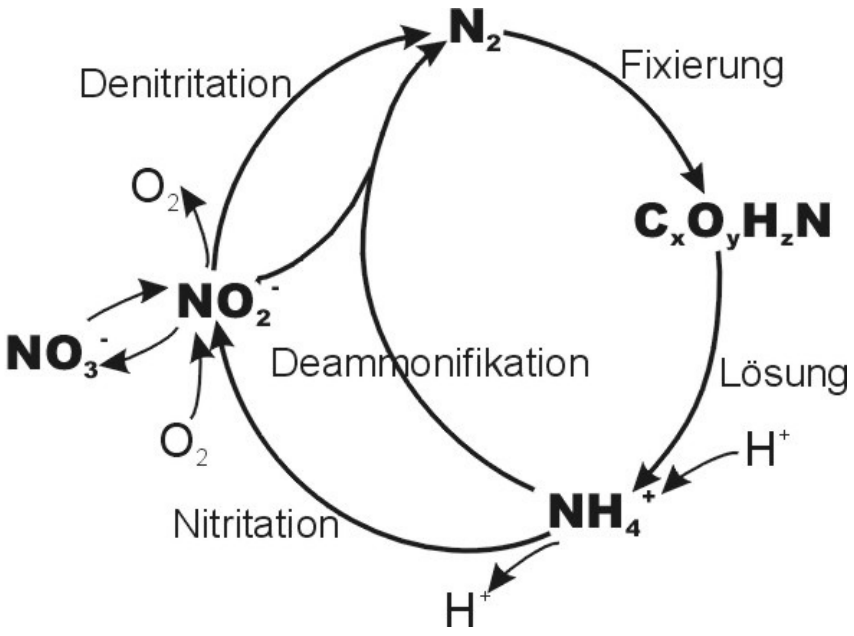

Abbildung 7: Stickstoffkreislauf mit Darstellung des Reaktionsweges der partiellen Ammoniumoxidation (Nitritation) und der anaeroben Oxidation des restlichen Ammoniums mittels des gebildeten Nitrits (Deammonifikation)

Insgesamt verspricht die Stöchiometrie dieses Metabolismuspfades eine 60 %-ige Sauerstoffeinsparung und einen vollständigen Verzicht auf eine Kohlenstoffquelle, wobei ca. 10 % des umgewandelten Stickstoffs schließlich als Nitrat vorliegen:

$$NH_4^+ + 1.32\ NO_2^- + 0.066\ HCO_3^- + 0.13\ H^+ \rightarrow$$

$$\rightarrow 0.26\ NO_3^- + 1.02\ N_2 + 0.066\ CH_2O_{0.5}N_{0.15} + 2.03\ H_2O$$

Mikroorganismen, die diesen Prozess katalysieren können, wurden erstmals 1999 als Planktomyceten identifiziert (Strous et al., 1999). Diese Organismen weise eine sehr geringe Wachstumsgeschwindigkeit auf (Verdoppelungszeit mindestens 11 Tage) und sind zudem sehr empfindlich gegenüber Inhibitionen vor allem infolge erhöhter Nitritkonzentrationen. Diese beiden Faktoren – langsames Wachstum und niedere Toxizitätstoleranz dieser Organismen haben bisher eine erfolgreiche, robuste großtechnische Umsetzung dieses Prozesses verhindert.

In Rotterdam wird seit längerer Zeit versucht, ein zweistufiges Verfahren mit vorgeschalteter Nitritation und nachgeschalteter anaerober Ammoniumoxidation (Anammox) zu implementieren (van Dongen et al., 2001). Ein einstufiges Verfahren wurde im größeren Maßstab noch nicht versucht, da in einem Einschlammsystem die Nitritkonzentration schwerer beherrschbar und die Nitrittoxizität für die Planktomyzeten und damit für das Gesamtsystem eine ständige Bedrohung darstellt (z.B. Nielsen et al., 2005). Hier ergab sich der Ansatzpunkt, mit Hilfe einer pH-Steuerung die Nitritkonzentration im Reaktor zu kontrollieren, da ein pH-Anstieg die Produktion an H+ Ionen und damit korrespondierend die Nitritproduktion signalisiert.

- **Anreicherung der Biomasse zur Deammonifikation**

Die größte Schwierigkeit stellt die Übergangsphase dar, bis sich ausreichend Biomasse für die Deammonifikation etabliert hat. Erst dann können mit Hilfe der Steuerung stabile Verhältnisse (Nitrit, Sauerstoff, pH, Alkalinität, Temperatur) gehalten werden.

Ausgehend von einer Schlammprobe aus einer Versuchsanlage der EAWAG in Zürich wurde in Strass über einen Zeitraum von 2 Jahren die Biomasse

angereichert. Die Schlammprobe diente als Inoculum für einen Rührreaktor mit einem Volumen von 0.3 m3, der kontinuierlich mit dem Ablauf aus dem bestehenden SBR zur Nitritation/Denitritation des Prozesswassers beschickt wurde (enthielt sowohl Nitrit als auch Ammonium). Bei Erreichen eines Trockensubstanzgehalts von ca. 5 g/l wurde mit dem angereicherten Schlamm die nächste Reaktorgröße mit einem Volumen von 2.4 m3 (Abb.8) in Betrieb genommen. Der im Verhältnis von fast 1:10 verdünnte Schlamm musste wiederum während einer langwierigen Anreicherungsphase aufgebaut werden. Besonders die Startphasen nach der jeweiligen Reaktorinbetriebnahmen erwiesen sich als sehr instabil mit kaum messbaren Stoffumsätzen und Sauerstoffzehrungsraten und infolgedessen mit unerwünschter Sauerstoffintrusion über die Wasseroberfläche.

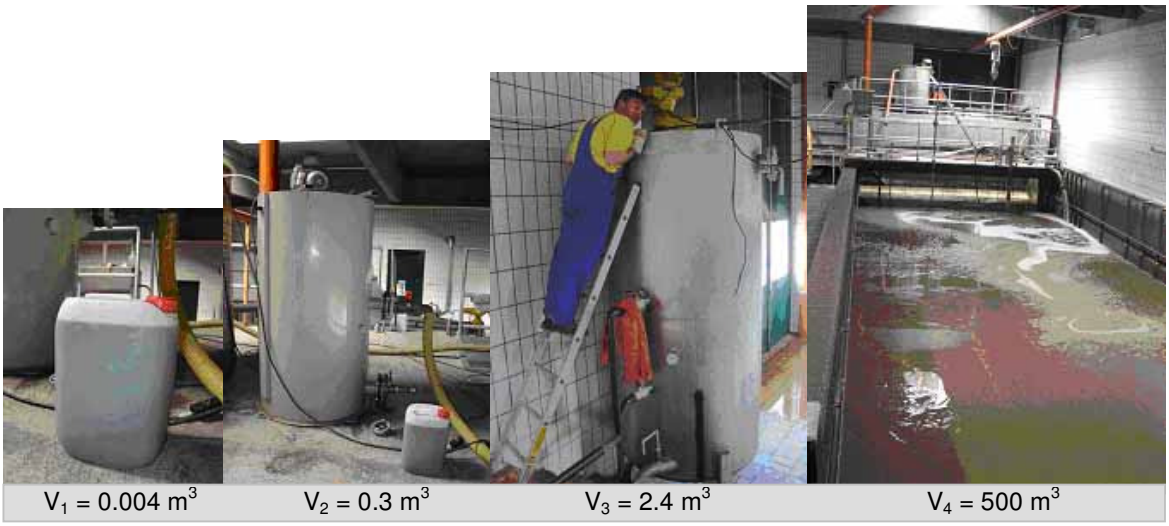

Abbildung 8: Stufenweise Reaktorvergrößerung um jeweils 1 bis 2 Größenordnungen zur Anreicherung der Biomasse für die Deammonifikation

- **pH-gesteuerte Deammonifikation (DEMON)**

Im Juli 2004 wurde dann der SBR zur Prozesswasserbehandlung (500 m3) angeimpft und die Steuerung umgestellt (Abb.9). Um einerseits eine schnelle Nitritakkumulation zu verhindern und anderseits den zweiten Oxidationsschritt vom Nitrit zum Nitrat zu limitieren, wurde ein niederer Sollwert von ca. 0.3 mg/l für die Sauerstoffkonzentration gewählt. Während der ca. 6 Stunden dauernden Belüftungsphase werden beide Deammonifikationsprozesse – Nitritation und anaerobe Ammoniumoxidation – betrieben, die gegenläufige

Auswirkungen auf den pH-Wert aufweisen. Der Lufteintrag erfolgt nur innerhalb eines sehr engen pH-Intervalls von 0.01. D.h. infolge des Sauerstoffeintrags dominiert die Nitritation über die anaerobe Ammoniumoxidation und der pH-Wert fällt ab bis der untere Schwellenwert der Prozesssteuerung erreicht wird und die Belüftung abgestellt wird. Die Sauerstoffkonzentration sinkt gegen null und das während des Belüftungsintervalls gebildete Nitrit wird zur Oxidation des Ammoniums aufgebraucht. Infolge dieses Prozesses und der kontinuierlichen Zugabe des alkalischen Prozesswassers steigt der pH-Wert bis zum oberen Schwellenwert an und die Belüftung setzt wieder ein.

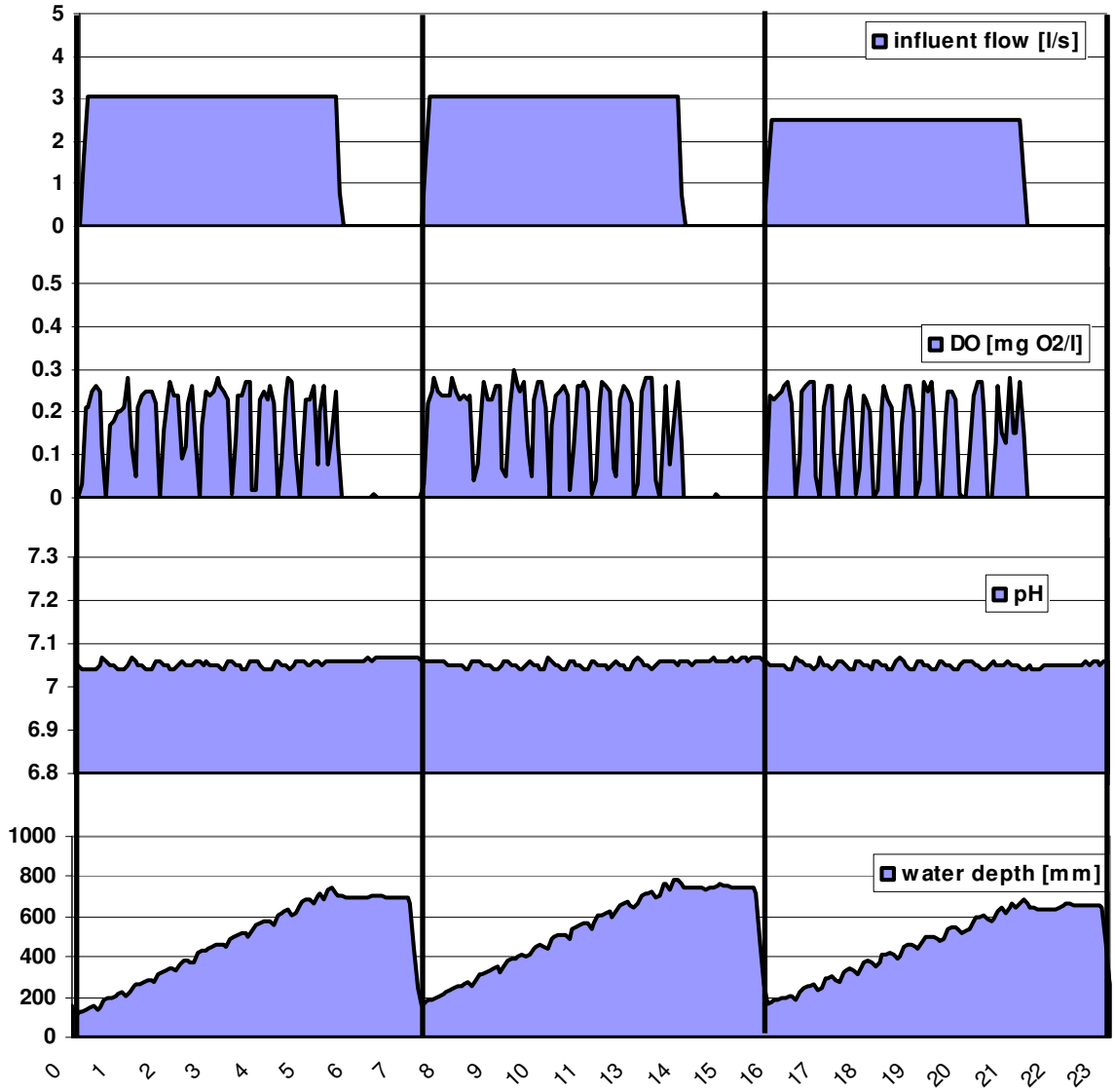

Abbildung 9: Steuerungsschemas der Deammonifikation zur Prozesswasserbehandlung an der ARA Strass mit der Darstellung der Ganglinien der Zulaufmenge, der Sauerstoffkonzentration (DO), des pH-Wertes und des Wasserspiegels im Becken

Bei der Inbetriebnahme des SBR zeigten sich Skalierungsprobleme, da Lufteintrag und Abzugseinrichtungen an die anfangs stark limitierten Beschickungsmengen angepasst werden mussten. Um Überschreitungen des geringen Sauerstoffsollwertes zu verhindern, wurde das Gebläse gedrosselt und mit Fortdauer der Inbetriebnahmephase der Leistungsbereich wieder erhöht.

Im Gegensatz zu den kleinen Reaktoren zur Biomassenanreicherung ist der großtechnische SBR nicht beheizbar. Es stand daher für die Inbetriebnahme nur ein relativ kleines Zeitfenster zur Verfügung – vom Animpfen bei maximaler Umgebungstemperatur (Juli) bis zum Erreichen der Anlagenkapazität (spätestens Weihnachtszeit mit Belastungsspitze und niederen Temperaturen). Die Temperaturganglinie (Abb.10) zeigt ausgehend von ca. 22 °C, dass mit zunehmenden Beschickungsmengen von warmen Prozesswasser und durch biogenen Wärmeeintrag die Temperatur trotz abnehmender Außentemperaturen auf ca. 28 °C angestiegen ist.

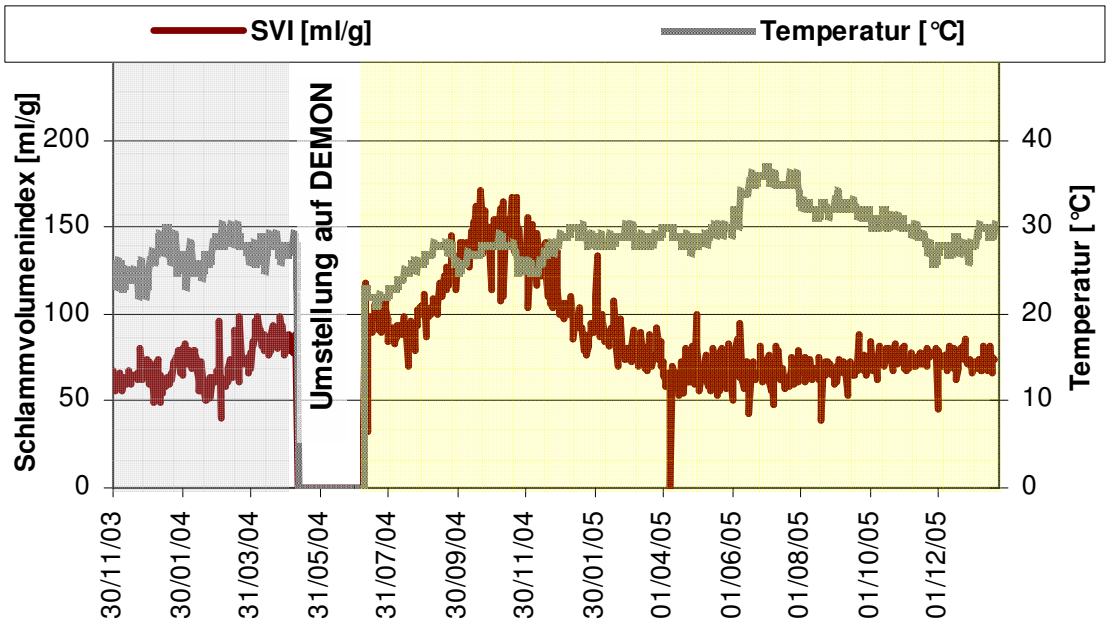

Abbildung 10: Ganglinien des Schlammvolumenindex und der Temperatur im SBR vor und nach der Umstellung auf Deammonifikation

Die Schlammtrockensubstanz hat während der Startphase von über 6 g/l kontinuierlich auf unter 3 g/l abgenommen und konnte erst mit voller Beschickung wieder gesteigert werden. Mittels Massenbilanz der produzierten Biomasse konnte die Dominanz der autotrophen Aktivitäten gezeigt werden (Wett, 2005). D.h. im Ablauf der Prozesswasserbehandlung einschließlich

Schlammaustrag findet sich infolge der autotrophen C-Fixierung mehr organischer Kohlenstoff als im Prozesswasserzulauf – ein für Abwasserreinigungsanlagen unübliches Muster.

Die Ganglinie des Schlammvolumenindex zeigt während der Inbetriebnahmephase mit einem Schlammalter von über 100 Tagen und der Umstellung der Biozönose eine Verschlechterung auf über 150 ml/g, stabilisiert sich dann aber auf einen robusten Bereich um ca. 75 ml/g. Rückschläge in der Inbetriebnahmephase (vergleiche die eliminierte Ammoniumfracht in Abb.11) ergaben sich durch Biomasseverluste bei Umstellung der Abzugseinrichtung und infolge Schaumproblemen. Die Schaumentwicklung konnte durch die Installation einer Ringleitung entlang des Beckenrandes, über die der Prozesswasserzulauf auf die Oberfläche gesprüht wird, beherrscht werden. Mit Jahresende 2004 wurde die erforderliche Anlagenkapazität von 250 kg NH4-N/d erreicht.

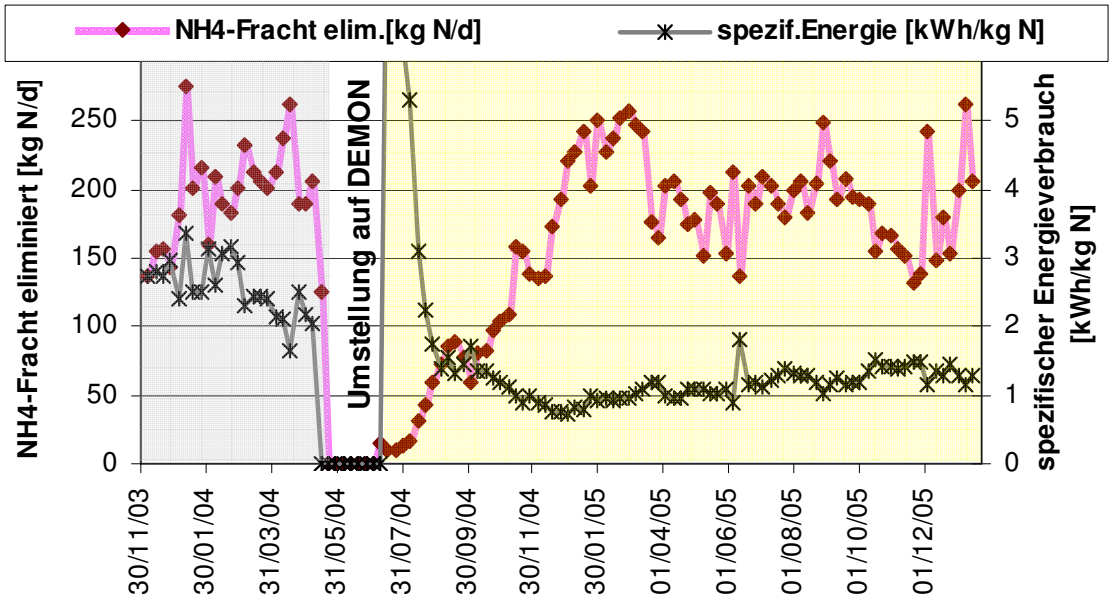

Abbildung 11: Ganglinien der Wochenmittelwerte der eliminierten Ammonium-Tagesfracht und des spezifischen Gesamtenergieverbrauches (Belüftung, Rührer, Pumpe) vor und nach der Umstellung auf Deammonifikation

Besonders auffällig wirkt sich die Umstellung auf das DEMON-Verfahren auf den Energieverbrauch der Anlage aus. Bezogen auf die abgebaute Ammoniumfracht sinkt der spezifische Energiebedarf vom Bereich zwischen 2 und 3 kWh/kg N auf unter 1 kWh/kg N ab. Diese Einsparung übertrifft die Erwartungen aus der Stöchiometrie und lässt sich vor allem durch die verbesserte

Sauerstoffeintragseffizienz (α-Wert) bei geringerem TS-Gehalt und durch stark verminderte heterotrophe Sauerstoffzehrung begründen. Durch den Verzicht auf die Kohlenstoffdosierung in Form von A-Schlamm entfällt nicht nur die Sauerstoffverbrauch für die teilweise aerobe Stabilisierung, sondern es erhöht sich zudem das Biogaspotential beim anaeroben Abbau im Faulturm.

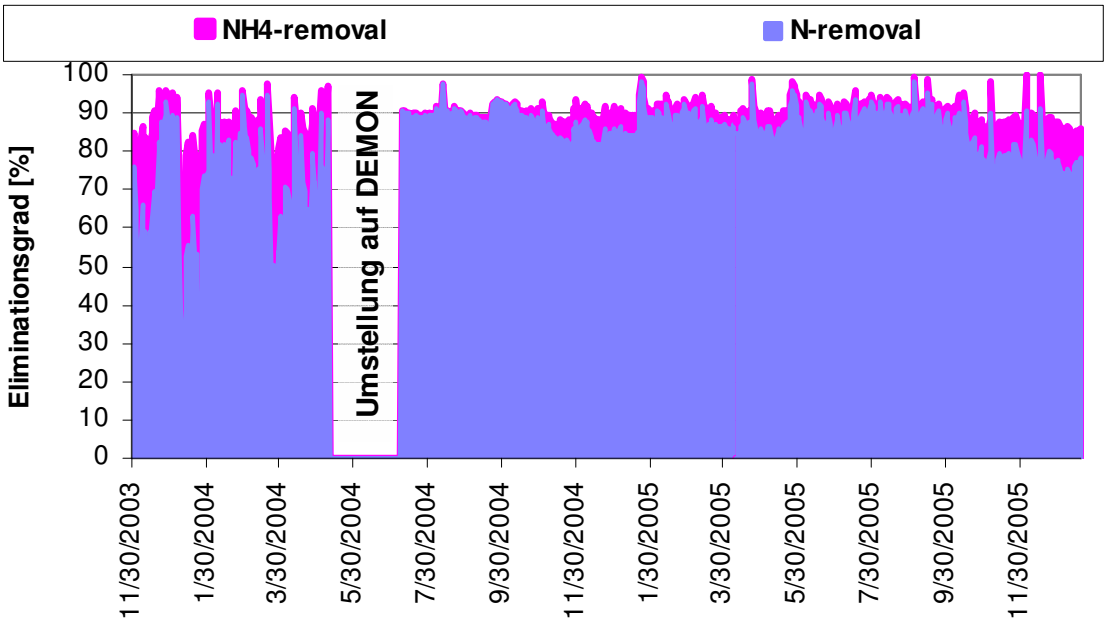

Abbildung 12: Ganglinien des Schlammvolumenindex und der Temperatur im SBR vor und nach der Umstellung auf Deammonifikation

Seit Erreichen des Vollbetriebes liegen nun Betriebserfahrungen von über einen Jahr vor. Der Eliminationsgrad für Ammonium zeigt kaum Schwankungen (Abb.12) und beträgt im Jahresmittel über 90 % (Tab.1). Restkonzentrationen an Nitratstickstoff liegen im Mittel bei 77 mg/l bei einer Ammoniumzulaufkonzentration von 1844 mg N/l. Der Wirkungsgrad der Stickstoffelimination erreicht daher im Jahresmittel über 85 %.

2005	TS g m^{-3}	oTS g m^{-3}	SVI ml g^{-1}	Temperatur °C	Qzu m^3 d^{-1}	NH_4-Abbau %	N-Abbau %
Reactor	4.3 ± 0.8	3.0 ± 0.8	73.6 ± 12.4	27.8 ± 1.7	117 ± 39	90.3 ± 2.95	85.8 ± 4.93

	NH_4 g N m^{-3}	NO_2 g N m^{-3}	NO_3 g N m^{-3}	$CSB_{gelöst}$ g COD m^{-3}	$CSB_{partikulär}$ g COD m^{-3}
Zulauf	1844 ± 92	0	0	614 ± 27	241 ± 140
Ablauf	179.4 ± 51.7	4.4 ± 6.9	76.8 ± 48.1	344 ± 4	305 ± 61

Tabelle 1: Betriebswerte der Prozesswasserbehandlung auf der ARA Strass als Jahresmittelwerte mit Standardabweichung für 2005

3 Weitergehende Optimierungsmaßnahmen

3.1 Veranlassung zur Optimierung, Benchmarkprojekte in der SWW

Neben der Anpassung an den Stand der Technik in den Jahren 1994-97 und der Entwicklung der Prozesswasserbehandlung mittels SBR- sowie des DEMON-Verfahrens wurden weitere Maßnahmen gesetzt, um die Energieeffizienz der ARA-Strass bei gleich hohem Niveau der Reinigungsleistung zu verbessern. Dass die ARA-Strass bereits in den Jahren 1999/2003/2004 sehr kostengünstig gearbeitet hat, konnte durch den Abschluss der entsprechenden Benchmarkprojekte und Definierung der ARA-Strass als Benchmarkanlage bewiesen werden.

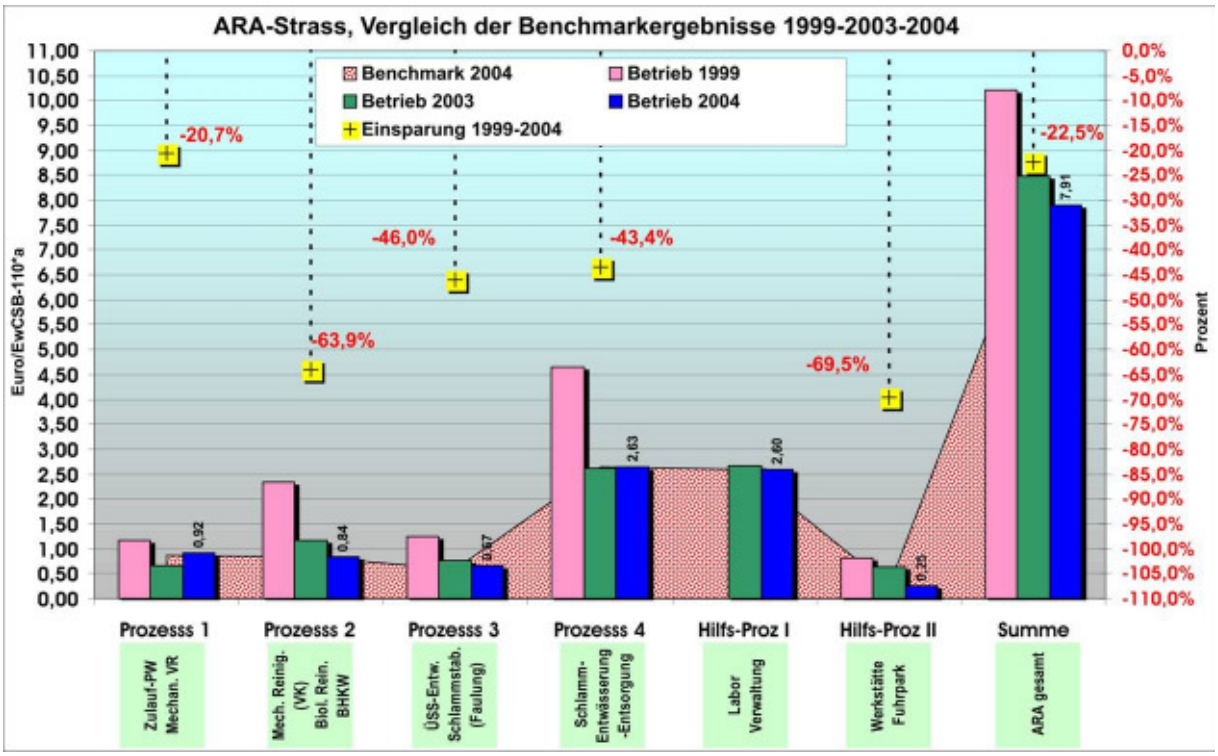

Abbildung 13: Vergleich der spezifischen Betriebskosten aus den Benchmarkprojekten der Jahre 1999/2003/2004.

In Abbildung 13 ist ein Vergleich der spezifischen Betriebskosten der ARA-Strass aus den Benchmarkprojekten für die Betriebsjahre 1999, 2003 und 2004 dargestellt. Es zeigt sich, dass sowohl in den einzelnen Prozessen als auch für die Gesamtanlage ARA-Strass die spezifischen Betriebskosten im zeitlichen

Verlauf weiter gesenkt werden konnten. Die Reduktion beträgt im Gesamtprozess ARA im Vergleich der Jahre 1999 zu 2004 rd. 22,5 %.

3.2 Optimierungsmaßnahmen ARA-Strass 1998-2005

Die nachstehend angeführten Optimierungs- bzw. Betriebsumstellungsmaßnahmen hatten vordergründig nicht immer die Prämisse der Effizienzverbesserung, sondern haben sich zwangsläufig auch aus der Tatsache der Modernisierung - im Speziellen im Bereich der EDV und Elektrotechnik - ergeben. Systeme, Sonden, Elektronik und Software mussten auf Grund von Service- und Bestandteilproblemen erneuert bzw. auf ein anderes System umgestellt werden. Bei der Entscheidungsfindung wurde aber auch der Aspekt der Effizienzsteigerung im Auge behalten und die Systeme meistens erst nach einer ausgiebigen „Testphase“ von oftmals mehreren Monaten in den ARA-Betrieb eingegliedert. Nur so kann in vielen Fällen das optimale System im Zusammenspiel von Maschinentechnik, Elektronik, MSR-Technik sowie den erforderlichen chemischen Hilfsmitteln gefunden werden.

Optimierungsmaßnahmen im Detail:

- ***1998 - Umstellung des Prozessleitsystems der ARA-Strass vom Betriebssystem UNIX auf das windowsbasierende Softwaresystem WinCC:***

  Diese Umstellung samt Erstellung der Systemsoftware und der Prozessbilder erfolgte „in House“ unter Einbindung zweier externer Maturanten der HTL für Elektrotechnik in Innsbruck. Durch die intensive Mitarbeit der AIZ-Mitarbeiter an der Prozessleitsystemerstellung konnten einerseits die Umstellungskosten sehr gering gehalten werden, anderseits ist der AIZ-AV damit in der Lage das Prozessleitsystem selber zu pflegen und zu warten. Auch Steuerungsänderungen, Umprogrammierungen und die Erweiterung der aufgesetzten MSR-Technik mit neuen Regelparametern können jetzt in Eigenregie erledigt werden (Einsparung rd. 7.000,- bis 8.000,- Euro pro Jahr). Die entsprechende Ausbildung der AIZ-Mitarbeiter über EDV-Programmierkurse und Fortbildung im System WinCC ist dazu aber permanent erforderlich.

- ***2000 - Erweiterung des Klärschlamm-Zwischenlagers auf der ARA-Strass um rd. 600 m³ und Verbesserung der KS-Entwässerungsanlage:***

Durch diese Erweiterung bzw. Verbesserung hat sich eine effizientere Klärschlammmanipulation auf dem Zwischenlager der ARA-Strass ergeben. Neben dem um 600 m³ größeren Speichervolumen wurden auch die Zufahrts- und Beladesituation sowie die maschinelle Räumung verbessert. Ebenso hat die Optimierung des Entwässerungssystems des Stapelplatzes Erleichterungen für das KS-Handling gebracht.

- ***2000 - Optimierung der MÜSE und Umstellung auf einen Scheibeneindicker:***

  Mit der Umstellung auf eine moderne Überschussschlammentwässerungsmaschine, die in Zusammenarbeit mit der Herstellerfirma über einen Versuchszeitraum von rd. 9 Monaten energie- und verbrauchsoptimiert wurde, konnte der Flockungsmittelbedarf wesentlich gesenkt werden. Außerdem wird die MÜSE seit dem Jahr 2001 nur noch in Hochlastzeiten (rd. 2-3 Monate) betrieben und in den restlichen 9-10 Monaten der Überschussschlamm der Schwachlast-Stufe über die Voreindicker bzw. Mischbehälter zusammen mit dem A-Stufen-Schlamm statisch eingedickt. Die Zugabe von geringen Mengen Flockungsmittel erfolgt in dieser Zeit durch direkte Einmischung in die Rohrleitung zum Voreindicker bzw. Mischbehälter.

Chemikalienkosten MÜSE	Mittel 1996-2000	Mittel 2002-2004
Euro (Ausgaben nur für Chemikalien)	41.150,-	20.250,-

Tabelle 2: Vergleich der Kosten für die Hilfschemikalien bei der MÜSE als Mittel der Jahre 1996-2000 und 2001-2004.

Tabelle 2 zeigt die Einsparungen bei den Chemikalien für die MÜSE. Diese konnten durch die Erneuerung der Entwässerungsmaschine und die Verfahrensumstellung um 20.900,- Euro d.s. knapp 50 % gesenkt werden.

- ***2001/2002 - Optimierung des Rechengutwäschers mit Umstellung auf gereinigtes Abwasser und Steuerung der Biofilterbefeuchtung über die Luftfeuchte***

  Wie Abbildung 14 zeigt, konnte durch die Umstellung des Wäschers auf gereinigtes Abwasser zum Jahreswechsel 2000/2001 der Verbrauch an Brauchwasser (Grundwasser) von 289 m³/d auf 128 m³/d reduziert werden.

Eine weitere Reduzierung hat sich ab September 2002, durch die luftfeuchteabhängige Steuerung der Biofilterbefeuchtung ergeben, so dass derzeit ein mittlerer Verbrauch von 106 m³/d gegeben ist. Daraus lässt sich eine Stromeinsparung von rd. (289-106 = 183 m³/d * 0,65 kWh/m³ =) 120 kWh ermitteln.

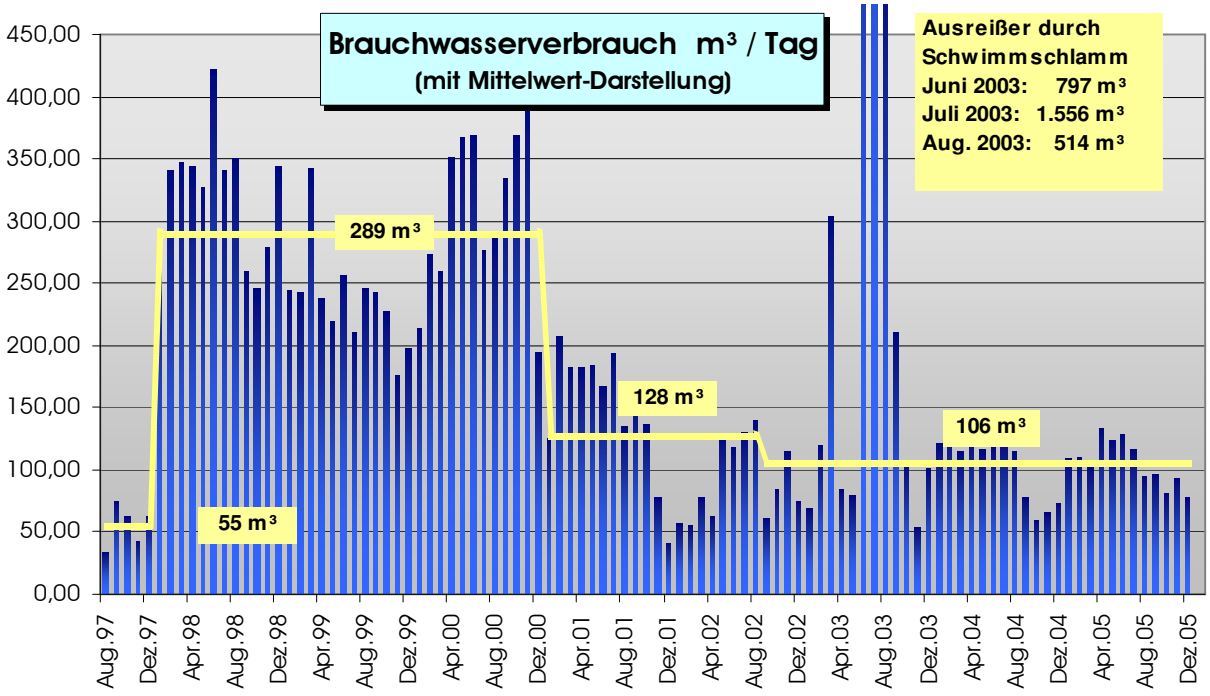

Abbildung 14: Grundwasserverbrauch für Wäscher, Biofilterbefeuchtung und Zentralgebäudereinigung. Die Einsparung durch die Wäscheroptimierung und Befeuchtungssteuerung des Biofilters beträgt 183 m³ GW/d (entspricht rd. 120 kWh/d).

- ***2001 - Installation eines neuen Gasmotors (JMS 208 GS) im Februar mit einer elektrischen Leistung von 340 kW (Gesamtleistung 774 kW):***

  Mit der Neuinstallation des Gasmotors konnte der elektrische Wirkungsgrad bei der Faulgasverstromung von ehemals 33,2 % auf knapp 40 % gesteigert werden, was eine Effizienzzunahme von 20,5 % bedeutet. Damit hat sich die spezifische Gasausbeute von ehemals 2,05 kWh/Nm³ (Mittel aus 1996-2000) auf 2,32 kWh/Nm³ (Mittel 2001-2005) erhöht. Der stündliche Gasverbrauch liegt bei rd. 144 Nm³. Der Methangehalt des Biogases schwankt zwischen 58-62 %.

- ***2002 - Umstellung der Konditionierung bei der Schlammentwässerung auf Polymer mit Versuchsphase zur Polymermitteloptimierung:***

Wie bereits bei der separaten Filtratwasserbehandlung erwähnt, erfolgte im Winter 2001/02 die Umstellung der Konditionierung von Kalk-Eisen auf Polymer. Gemäß Tab. 3 konnten durch diese Umstellung die Chemikalienkosten der Schlammentwässerung um 31.600 Euro (33 %) gesenkt werden.

Chemikalienkosten Schlammentwässerung	Mittel 1996-2001	Mittel 2002-2004
In Euro, inkl. aller Hilfsstoffe o. Personal u. E-Energie	95.900,-	64.300,-

Tabelle 3: Vergleich der Kosten für die Hilfschemikalien bei der Schlammentwässerung als Mittel der Jahre 1996-2001 und 2002-2004.

- ***2001 bis 2004 - Auswechslung sämtlicher Belüfterfolien der Plattenbelüfter:***

Nach einer Betriebsdauer von 12-15 Jahren - die Belüfter stehen seit 1989 ununterbrochen in Betrieb - hat sich bereits im Jahr 2001 gezeigt, dass die Folien der Plattenbelüfter Materialermüdungserscheinungen (Risse) aufweisen, so dass in einem Auswechslungsprogramm über die Jahre 2001 bis 2004 sämtliche Belüfterfolien der Hochlast-Biologie, der Schwachlast-Biologie und des Filtratbehandlungsbeckens ausgetauscht wurden. Die Belüfterfolien in der Schwachlast-Biologie wurden beckenweise, in Niederlastzeiten ausgewechselt.

Anlagenteil		Zeitraum Folientausch Belüfterplatten (MM-MM/JJJJ)
Schwachlast-Biologie	Becken 1	06-11/2002
	Becken 2	07-10/2001
	Becken 3	06-08/2003
	Becken 4	10-12/2001
Hochlast-Biologie	Becken 2	11/2004
SBR-Anlage (= ehemaliges Becken 1 der HL-Biologie)		05/2004

Tabelle 4: Zeitlicher Verlauf der Auswechslung der Folien bei den Belüfterplatten (Messner Plattenbelüfter) auf der ARA-Strass.

Die Folien der Hochlast-Biologie und des SBR-Beckens wurden im Jahr 2004 getauscht. Damit die Biomasse des SBR-Beckens erhalten werden

konnte, wurde diese in die entleerte Hochlast-Stufe umgepumpt und der Belüfterplattentausch innerhalb von 1,5 Tagen durchgeführt.

- ***2003 - Umstellung des ÜSS-Abzuges der Schwachlast-Biologie***

  Durch immer wieder sporadisch (speziell im Frühjahr) auftretende Schwierigkeiten im Bezug auf Schwimmschlamm (Fettschlamm), welcher durch die übliche ÜSS-Entnahme nicht ausreichend aus dem System Schwachlast-Biologie - NKB entfernt werden konnte, haben sich erhebliche Schwierigkeiten und damit Kosten in der Betriebsführung der ARA ergeben. Der Fettschlamm (Fettanteil >= 35 %) hat sich auf den Oberflächen der zweiten Belebungsstufe und der Nachklärbecken teilweise in einer Dicke von 20-35 cm aufgebaut und musste mit Wasser bekämpft bzw. mittels Saugwagen händisch abgepumpt werden, wobei dieser Zustand über mehrere Wochen andauerte.

  Die technische Realisierung erfolgte durch den Einbau einer oberflächlichen Überschussschlammabzugseinrichtung in den Ablauf-bereich der SL-Biologie im Okt./Nov. 2003. Der flotierte und sich oberflächlich sammelnde Schlamm wird mittels alternierend betätigter Klappen in einen trapezförmigen rd. 2,5 m³ fassenden und zentral angeordneten Behälter abgezogen und durch eine, über eine MID-Einheit drehzahlgeregelte Schlammpumpe ausgeschleust. Der Schlamm gelangt in Folge direkt zur MÜSE bzw. zum Voreindicker oder Mischbehälter und weiter in die Faulung. Seit dem Umbau treten hier keinerlei Betriebsprobleme mehr auf.

- ***2004 - Anpassung des Schlammalters und des RL-Verhältnisses der Schwachlast-Stufe auf die Belastungsverhältnisse***

  Nicht zuletzt durch die zeitweiligen Schwimmschlammprobleme auf der ARA-Strass wurden Schlammalter und Rücklaufverhältnis der SL-Stufe bis Jahresende 2003 auf der „sicheren Seite“ gefahren, was zwangsläufig einen höheren Energieaufwand für die Rücklaufschlammpumpen sowie für die Belüftung der 2. Belebungsstufe bedeutet. Die unnötige Veratmung von Substrat in der Belebungsstufe durch ein sehr hohes Schlammalter, bringt zusätzlich negative energetische Effekte für die Faulung mit sich.

  Das Rücklaufverhältnis in der SL-Stufe lag im Durchschnitt der Jahre 1996-2003 zwischen 100 und 120 %. Das Ø-Schlammalter in dieser Zeit

errechnet sich für die Schwachlast-Stufe mit rd. 21 Tagen. In Anlehnung an die Vorgaben des ATV-Arbeitsblattes 131 ergibt sich für eine Jahresabwassertemperatur von rd. 13 ° C ein erf. Schlammalter von t_s = ~10 Tagen bei einem DN-Anteil im Belebungsbecken von 40 %.

Durch die Verbesserung der Schlammsituation in der SL-Stufe mit dem geänderten ÜSS-Abzug kann nun das Schlammalter und der TS-Gehalt der B-Stufe besser auf die Belastungssituationen angepasst werden. So ergibt sich das rechnerische Schlammalter der B-Stufe im Mittel der Jahre 2004-2005 mit 14 Tagen. Der Schlammrücklauf in dieser Zeit wurde im Bereich 80 bis 100 % gefahren, wobei auch in Hochlastzeiten (z.B. Winter 2005/06) mit einem RL-Verhältnis von 90 % das Auslangen gefunden wurde.

O_2-Bedarf für Kohlenstoffatmung (Ø-Temp. 13 °C)		OV_C (kg O_2/kg BSB_5)	%
Schlammalter t_S (Tage)	14	1,39	100
Schlammalter t_S (Tage)	21	1,58	~114
Spez. Überschussschlammproduktion (Ø-Temp. 13 °C)		$ÜSS_{BSB5}$ (kg TS/kg BSB_5)	%
Schlammalter t_S (Tage)	14	0,85	100
Schlammalter t_S (Tage)	21	0,76	~94

Tabelle 5: Vergleich des Sauerstoffbedarfs für die Kohlenstoffatmung (OV_C) und der spezifischen Überschussschlammproduktion aus dem BSB-Umbau ($ÜS_{BSB5}$) für die verschiedenen Schlammalter vor und nach Umstellung des ÜSS-Abzuges im Winter 2003/04.

Als Effekt dieser Umstellung ergibt sich eine Energieeinsparung von rd. 350 kWh/d beim RLS-Hebewerk der Schwachlast-Stufe und - ausgehend vom Schlammalter von 14 Tagen - eine rd. 14%-ige Verringerung beim Sauerstoffbedarf für die Kohlenstoffatmung. Zusätzlich erhöht sich der ÜSS-Ertrag um rd. 6 %, welcher in der Faulung wiederum einen höheren Biogasanfall ergibt (siehe Tabelle 5).

- ***2004 – Erneuerung bzw. Umbau der Rechenanlage***

Die Stabrechenanlage mit einer Spaltweite von 15 mm (ab 1995: 8 mm) hat in den letzten Betriebsjahren durch immer öfter auftretende Verklemmungen der Reinigungsharken zu unverhältnismäßig großem Personalaufwand für die Störungsbeseitigung geführt. Diese Störungen sind vorwiegend in

tourismusstarken Zeiten und fast immer außerhalb der Normaldienstzeiten aufgetreten, so dass es hier zu erhöhten Kosten im Bereitschaftsdienst gekommen ist. Abhilfe wurde durch den Umbau der Rechenanlage auf 2 Stufenrechen mit 3 und 6 mm Spaltweite geschaffen. Die Begründung für die unterschiedlichen Spaltweiten liegt in der hydraulischen Kapazität des Rechens, der bei Ausführung mit jeweils 3 mm Spaltweite hydraulisch zu einem zu großen Rückstau geführt hätte.

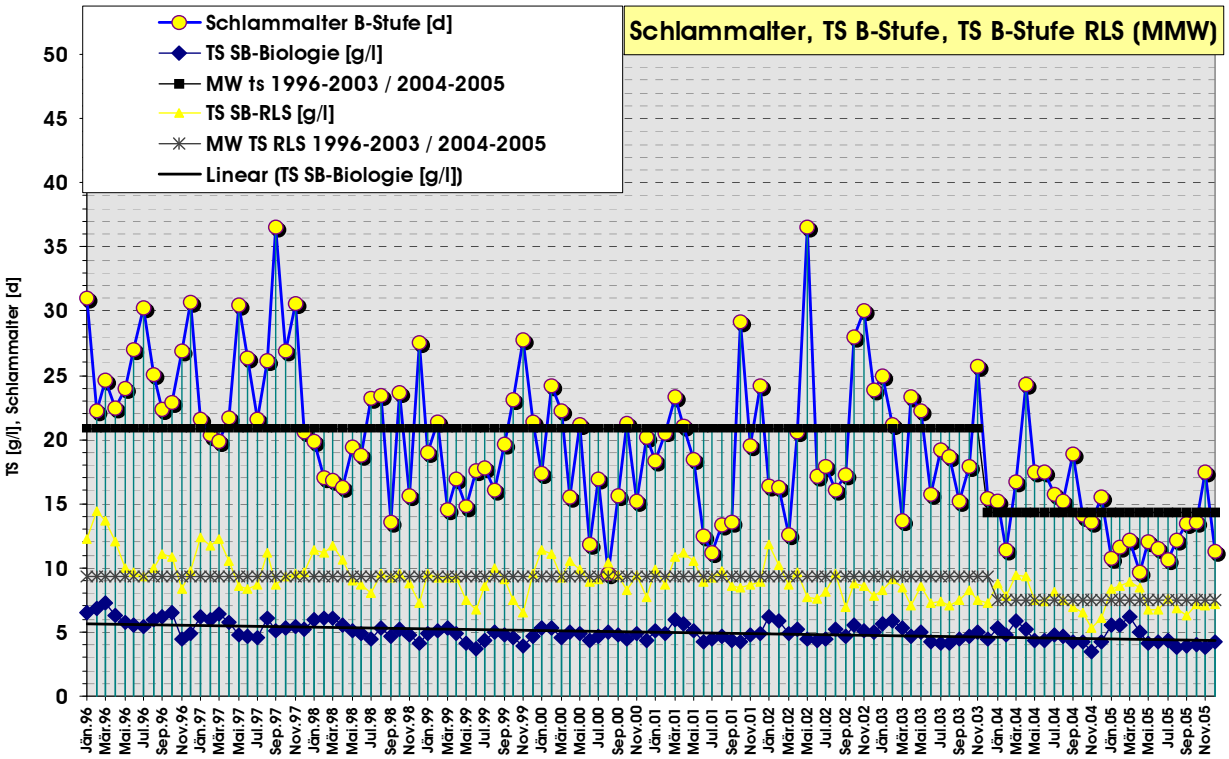

Abbildung 15: Schlammalter der B-Biologie und Trockensubstanzgehalte der B-Stufe und des B-Stufen-RLS (MMW = Monatsmittelwert) Dargestellt sind auch die Mittelwerte vor (t_S=21 d) bzw. nach (t_S=14 d) Umstellung des ÜSS-Abzuges. Der TS-Gehalt des RLS hat von 9,4 g/l auf 7,5 g/l abgenommen, der TS-Gehalt im Belebungsbecken weist tendenziell eine Abnahme von 5,6 g/l auf 4,3 g/l auf.

- ***2004 – Einsatz eines Ionen-Chromatographen im Labor***

Eingesparte Küvettentest-Sets	**3.000 Stk.**	**a 2,28**	**7.000,- €**	**100 %**
Betrieb IC-Gerät (Ionensäulen anteilig, Verbrauchsmaterial, Probenaufbereitung)	**BK/a**		**1.300,- €**	**19 %**
Einsparung durch IC-Gerät pro Jahr			**5.700,-**	**81 %**

Tabelle 6: Einsparung durch den Einsatz eines IC-Gerätes im Labor und dem Entfall von rd. 3.000 Küvettentests. Einsparung pro Jahr rd. 5.700,-, gerechnet ohne AfA für das Grundgerät mit Anschaffungskosten von rd. 11.500,- Euro.

Seit Jänner 2004 wird für die analytischen Bestimmungen der Stickstoff- und Phosphor-Werte ein Ionen-Chromatograph eingesetzt. Durch diese Umstellung können ca. 3.000 von insgesamt 6.500 - 7.000 Stk. Küvettentests pro Jahr eingespart werden.

- ***1996-2005 - Vergärung von Co-Substraten in der Faulanlage der ARA-Strass***

  Bereits im Jahr 1996 hat die ARA-Strass damit begonnen Co-Substrate in der hauseigenen Faulanlage mit zu vergären. Anfänglich handelte es sich dabei ausschließlich um Faulschlamm aus 3-Kammer-Haus-Kläranlagen, die einer ordnungsgemäßen Entsorgung zuzuführen waren. Dieses Co-Substrat weist sehr unterschiedliche Qualitäten im Bezug auf den organischen Feststoffgehalt und damit auf die Gasausbeute auf. Über die Jahre wurden dann auch Fettabscheiderinhalte (ab dem Jahr 2000) und Pilzmycel (ab dem Jahr 1999, Abfall aus der organisch-chemischen Industrie) als Co-Substrate in die Faultürme zugegeben.

  Die Faulschlämme aus den Haus-Faulanlagen und die Pilzmycel-Schlämme werden direkt über die Voreindicker bzw. Mischbehälter, die Fettabscheiderinhalte über die Fetttaschen des belüfteten Sandfangs - und in Folge über Mazeratoren - in die Faulbehälter eingebracht.Der rechnerische zusätzliche Gasanfall ergibt sich i.M. für die Jahre 1996-2005 als Summe aller Co-Substrate mit rd. 9-10 % (264 Nm³ Biogas aus Co-Substraten, Gesamtanfall 2.877 Nm³/d), wobei das verwertbare Gaspotential der einzelnen Stoffgruppen eher hoch angesetzt wurde. Mit diesem rechnerisch ermittelten zusätzlichen Biogas leiten sich rd. 612 kWh/d an zusätzlicher elektrischer Energie bei der Eigenverstromung ab.

- ***2002-2004 Entwicklung des „DEMON-Verfahrens“ an der ARA-Strass***
  2002-04: Anreicherung einer Biomasse für die Deammonifikation von Prozesswasser in stufenweise vergrößerten Reaktoren.

  2004: Großtechnische Versuche zur Entwicklung des DEMON-Verfahrens mit anschließender Inbetriebnahme

4 Belastungsentwicklung, Anlagenauslastung

Ausgehend vom Jahr 1996 haben sich auf der ARA-Strass bis zum Jahr 2005 Steigerungen sowohl im hydraulischen Bereich als auch bei der Schmutzfracht ergeben. Die Steigerung hat in diesem Zeitraum auf der hydraulischen Seite 22 % (Q_{ZU} 7.450.000 m³ zu 9.069.000 m³) und bei der Schmutzfracht 62 % (89.000 EW_{60} zu 144.000 EW_{60}) betragen. Diese Steigerungen werden einerseits durch den immer weiter fortschreitenden Ausbau der Ortskanalisationen und damit mit der Zunahme des Anschlussgrades sowie andererseits durch die Bevölkerungszunahme und dem seit 1997/98 wieder boomenden Tourismus (derzeit rd. 7,4 Mio. Nächtigungen/a) verursacht. Die Schmutzfrachtbelastung hat dabei im Vergleich zur hydraulischen Belastung einen wesentlich stärkeren Anstieg erfahren. Dies dürfte - neben der Fremdwassersanierung einiger älterer Ortskanäle - auf die Tatsache zurückzuführen sein, dass alle Gemeinden (außer Mayrhofen) ihren Wasserverbrauch und damit auch die Kanalgebühr über Wasserzähler verrechnen und dadurch ein nicht unerheblicher „Wassersparefekt“ eingetreten ist. Die Entwicklung dieser „Abwasser-Konzentrierung“ ist aus Sicht der ARA-Strass zu begrüßen, da die Anlage mit konzentrierterem Abwasser besser und effizienter zu betreiben ist.

Abbildung 16 zeigt die Entwicklung der Belastung an der ARA-Strass im Zeitraum von 1991-2005 und zwar für die belastungsstärkste Woche, welche gleichzeitig der Bemessungswoche laut 1. AEV für kom. AW entspricht. Die N_{ges}-Zulauffracht hat sich in diesem Zeitraum von 881 kg/d auf 1.869 kg/d (+112 %), die P_{ges}-Fracht von 210 kg/d auf 361 kg/d (+72 %) erhöht. Die Abwassermenge ist im gleichen Zeitraum von rd. 23.000 m³/d auf über 31.000 m³/d (+35 %), die EW_{60}-Belastung von 99.000 EW auf 213.000 EW (+115 %) angestiegen.

Abbildung 17 zeigt die Auslastung der ARA-Strass für das Jahr 2004 anhand von Jahresmittelwerten (JMW), Wochenmittelwerten (WMW) und Tageswerten. Demnach ist die ARA-Strass schmutzfrachtseitig zu 80 % im Jahresmittel ausgelastet. Bei den Wochenmittelwerten liegen im Jahr 2004 7 von 52 Werten (= 13,5 %) über der Bemessungsbelastung von 167.000 EW_{60}. Diese leichte Überbelastung über einige Tage in Hochlastzeiten kann die ARA-Strass aber ohne Einbußen der Reinigungsqualität bewältigen.

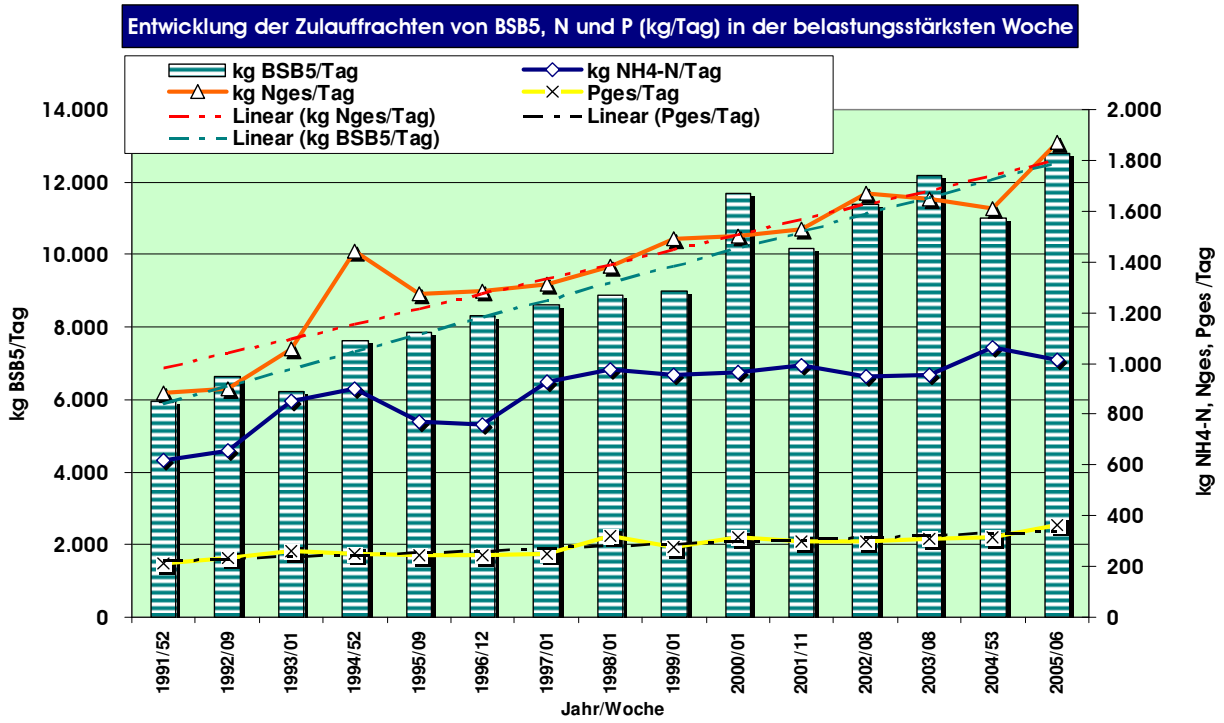

Abbildung 16: Darstellung der Schmutzfrachten für BSB_5, N_{ges}, NH_4-N und P_{ges} in der belastungsstärksten Woche.

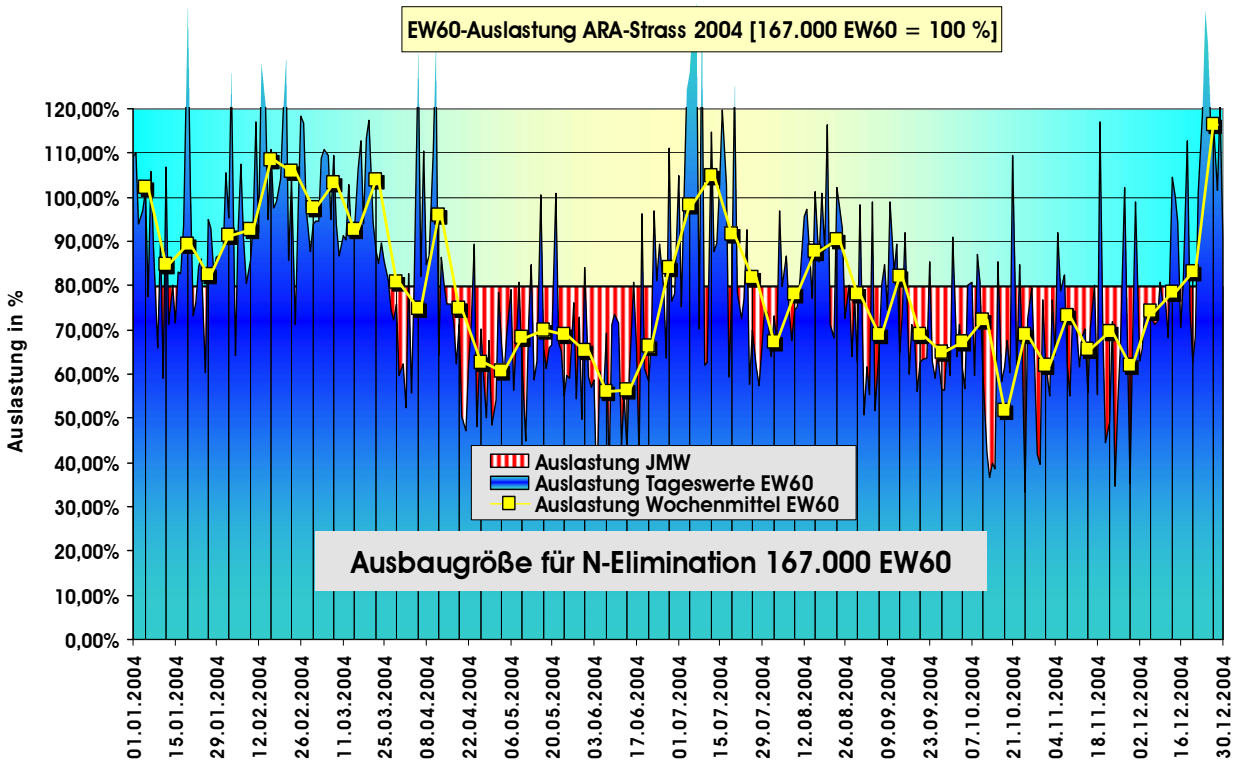

Abbildung 17: Auslastung der ARA-Strass im Jahr 2004 dargestellt als Jahresmittelwert, als Wochenmittelwerte und als Tageswerte.

5 Betriebsergebnisse, chronologischer Effizienzvergleich

Bisher wurden die Optimierungsmaßnahmen im Detail dargestellt und im Einzelnen die Effizienz- bzw. Einspareffekte erläutert. Nunmehr werden die Auswirkungen integral und zusammengefasst für einzelne Prozesse bzw. für die ARA gesamt als chronologische Betriebsergebnisse dokumentiert.

In Abbildung 18 zeigt sich, dass der Verbrauch von E-Energie im Zeitraum 1996 - 2001 in guter Korrelation mit der Belastungszunahme angestiegen ist. An den polynomischen Trendlinien können ab dem Betriebsjahr 2001 erste Einspareffekte abgeleitet werden, welche sich als Summe der Einzelmaßnahmen ergeben. Es ist auch ersichtlich, dass die Zulauf-Belastung im Betrachtungszeitraum 1996-2005 im Jahresmittel von 89.000 EW_{60} auf 144.00 EW_{60} angestiegen ist, während der E-Verbrauch im gleichen Zeitraum von 7.359 kWh/d (1996) auf 7.869 kWh/d (2005) zugenommen hat. Der Belastungssteigerung von 62 % steht eine Zunahme beim E-Energieverbrauch von 7 % gegenüber, was einen Faktor von ~ 9 ergibt.

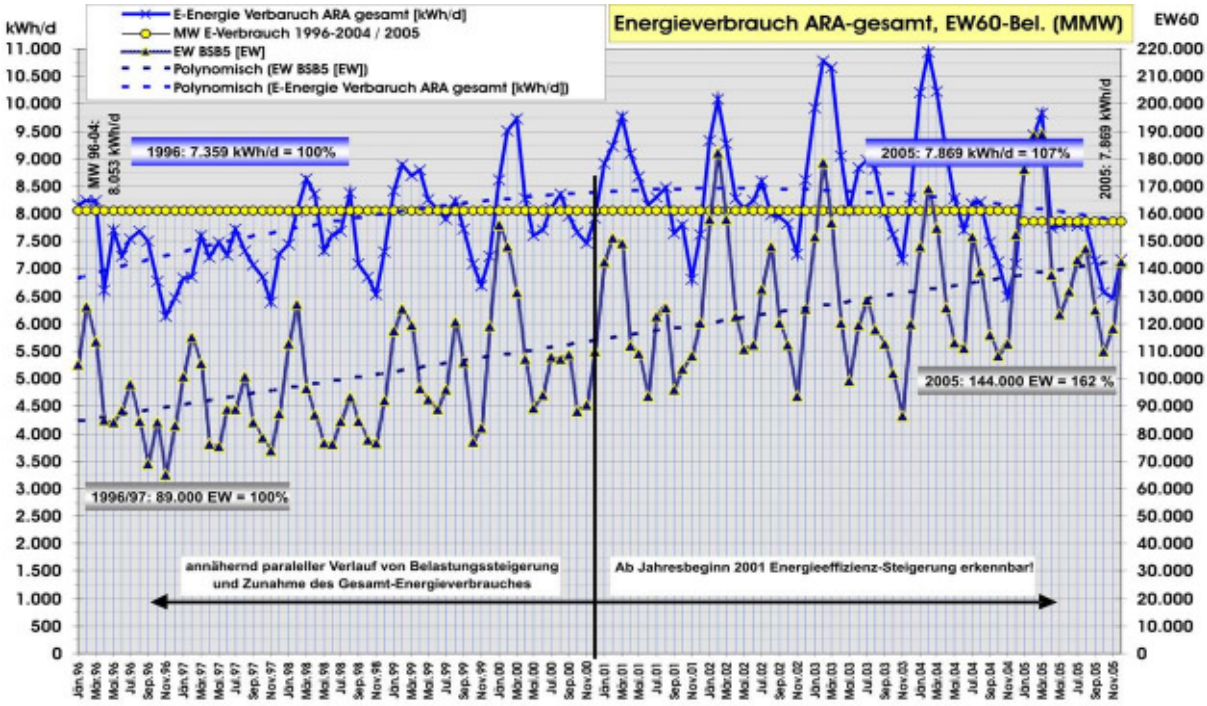

Abbildung 18: Gesamt-E-Energie-Verbrauch (kWh/d) und Belastungs-Entwicklung (EW_{60}) an der ARA-Strass im Zeitraum 1996-2005. Der Mittelwert des Gesamt-E-Verbrauches der Jahre 1996-2004 liegt bei 8.053 kWh/d und für das energieautarke Jahr 2005 bei 7.869 kWh/d.

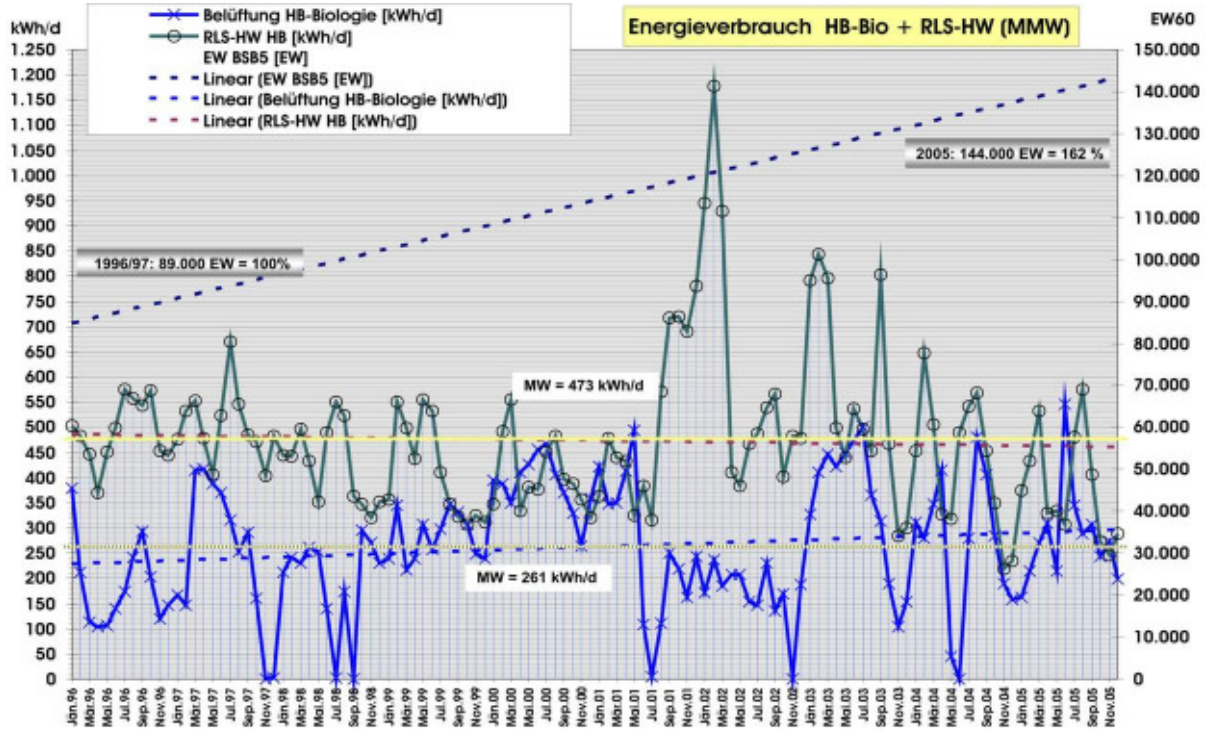

Abbildung 19: E-Energie-Verbrauch der Hochlast-Biologie (kWh/d) im Zeitraum 1996-2005 mit Darstellung der EW_{60}-Belastungssteigerung.

Abbildung 19 spiegelt den E-Energie-Verbrauch für die HL-Biologie (1996-2005) getrennt für die Belüftung und für den RLS-Kreislauf wider. Die linearen Trendlinien weisen einen annähernd waagrechten Verlauf auf, was zeigt, dass der Energieeinsatz in diesem Bereich von der Belastungssteigerung nur unwesentlich beeinflusst wird, obwohl der BSB_5-Abbau der Hochlast-Stufe in den einzelnen Jahren konstant in einer Bandbreite von 50 - 55 % schwankt. Die Begründung dürfte im doch bedeutenden Anteil adsorptiver BSB-Eliminationsvorgängen liegen. In Abbildung 20 sind die Energieverbräuche für die Belüftung und den Rücklaufschlamm der SL-Biologie für den Zeitraum 1996-2005 aufgetragen.

Spezifische Belüftungsenergie SL-Stufe	1996 (ohne SBR)	MW 1997-2003	MW 2004/05	2005
KWh / kg BSB_5 abgebaut	0,86	0,72	0,63	0,55
Prozent zum langjährigen Mittel mit SBR-Bet.	119 %	100 %	87 %	76 %

Tabelle 7: Aufstellung der spezifischen Belüftungsenergie von 1996 bis 2005. Als Bezug des Vergleichs dient das Mittel aus den Betriebszeitraum 09/1997-12/2003, in welchen auch die SBR-Anlage in Vollbetrieb stand

Gut zu erkennen ist, dass der Mittelwert der Belüftungsenergie ab 09/1997 (Zeitpunkt des Vollbetriebes der SBR-Anlage) bis 12/2003 die gleiche Steigung aufweist wie die Trendlinie der Belastungssteigerung (EW_{60}-Belastung) und damit gut korreliert. Ab dem Jahr 2004 sind eindeutige Energieeinspareffekte bei der Belüftung erkennbar. Dies wird auch deutlich, wenn man die spezifische Belüftungsenergie miteinander vergleicht (siehe Tabelle 7).

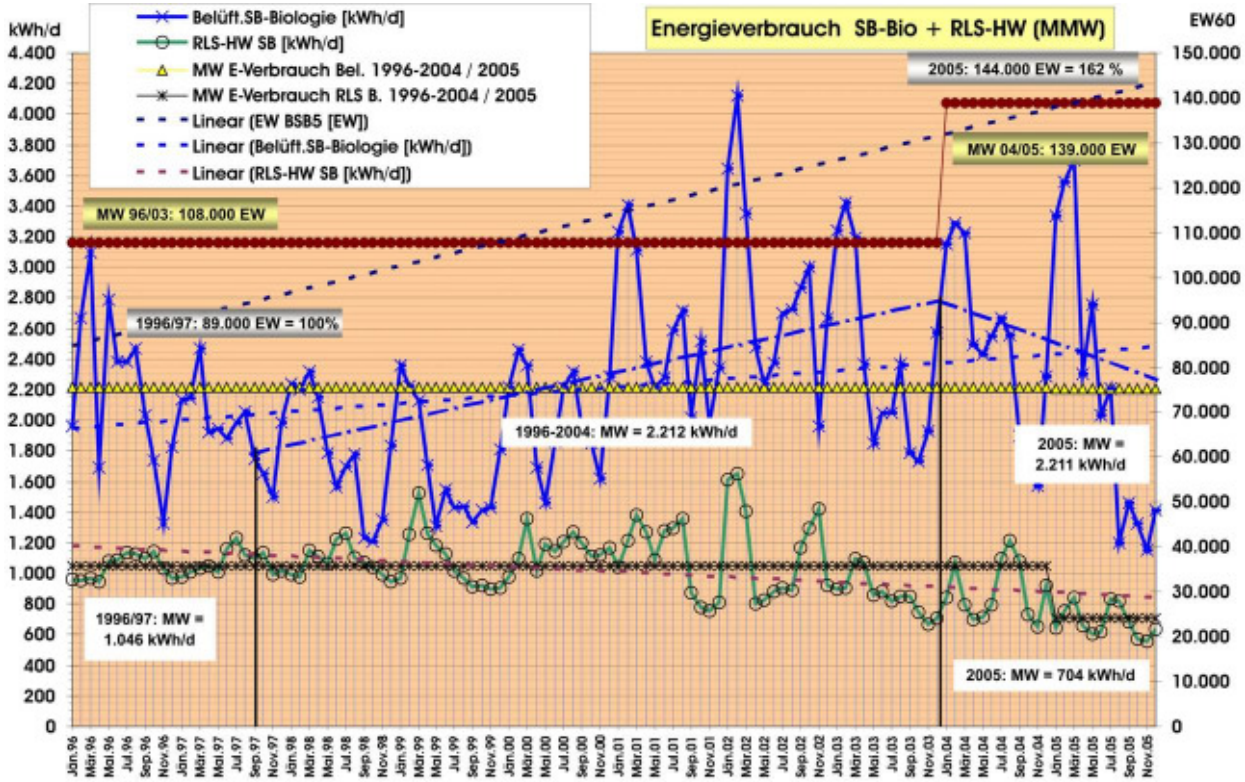

Abbildung 20: E-Energie-Verbrauch der Schwachlast-Biologie (kWh/d) im Zeitraum 1996-2005 mit Darstellung der EW_{60}-Belastung. Es sind sowohl die Gesamtbelastungssteigerung 1996-2005 als auch die EW-Mittelwerte für die Jahre 1996-2003 (108.000 EW) und 2004/2005 (139.000 EW) aufgetragen.

Die in der Zeit 1996-2003 (2.212 kWh/d) täglich aufgewendete Belüftungsenergie ist im Vergleich zum Jahr 2005 (2.211 kWh/d) praktisch unverändert, da die Einsparungen durch die Belastungssteigerung der Jahre 2004/05 wieder ausgeglichen werden.

Auch die Energieeinsparung beim Rücklaufschlamm-Pumpwerk ab 01/2005 ist in Abb. 20 gut zu erkennen (rd. 350 kWh/d). Diese ist auf den ab 2005 geänderten ÜSS-Abzug, dem angepassten Schlammalter und dem damit in Verbindung stehenden RL-Verhältnis zurückzuführen.

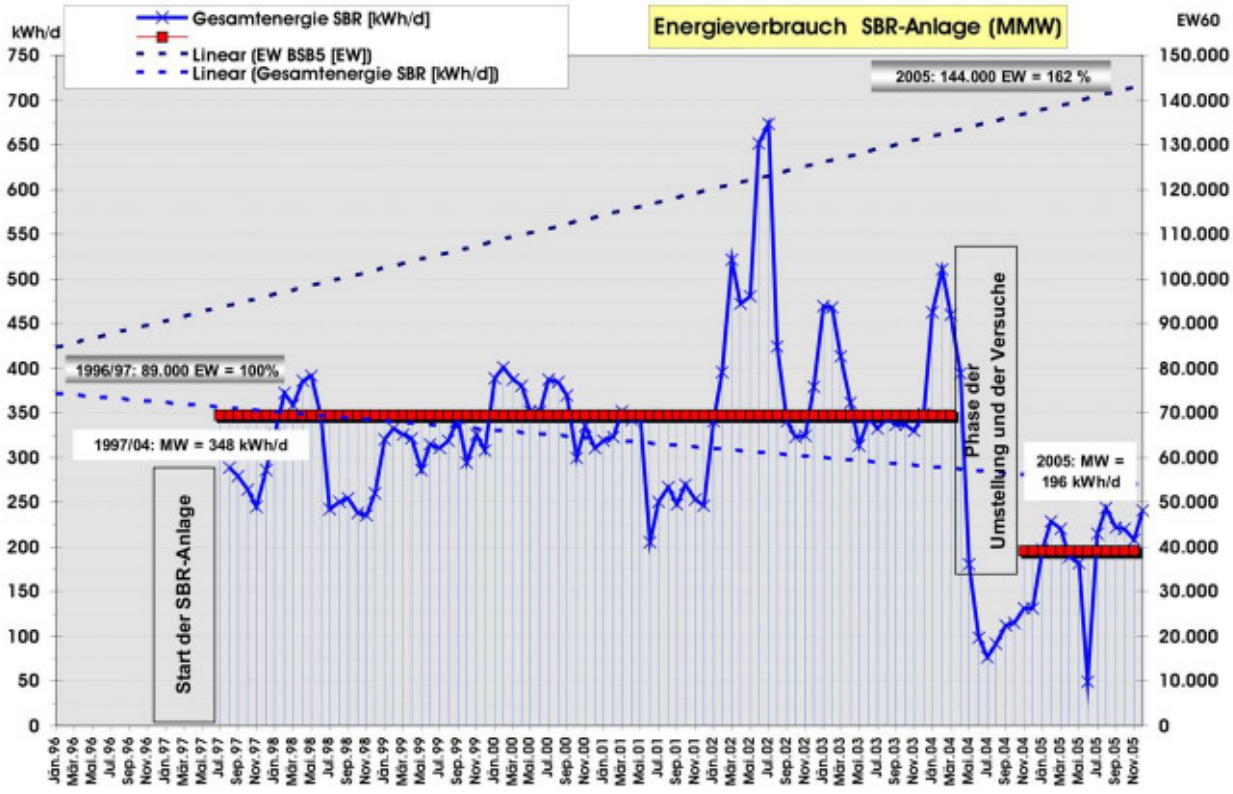

Abbildung 21: E-Energie-Verbrauch der SBR-Anlage (kWh/d) im Zeitraum 09/1997 bis 2005.

Abbildung 21 gibt den Energieverbrauch der SBR-Anlage im Zeitraum 09/1997 bis 04/2004 und 12/2004 bis 12/2005 wieder. Deutlich abzulesen ist die Energieeinsparung in der Anlage seit der Umstellung auf das, an der ARA-Strass entwickelte DEMON-Verfahren. Der Mittelwert des Energieverbrauchs in der Zeit als die Anlage mit 80%-iger Nitritation/Denitrifikation gefahren wurde beträgt 348 kWh/d. Nach der Umstellung auf das DEMON-Verfahren ging der E-Verbrauch (bei vergleichbarer bzw. gestiegener N-Fracht auf 196 kWh/d zurück, was einer Einsparung von 152 kWh/d bzw. 44 % entspricht.

Abbildung 22 zeigt den Gesamtenergieverbrauch und die prozesszugeordneten Energieanteile der ARA-Strass. Den größten Energieverbraucher stellt die Schwachlast-Biologie mit einem Anteil von rd. 46 % der Gesamtenergie dar. Auch der Energieverbrauch der Be- und Entlüftung des Zentralgebäudes über Biofilter ist mit rd. 10 % nicht unbeträchtlich. Abbildung 23 gibt den Gesamtenergieverbrauch sowie den Energieanteil der Eigenerzeugung wieder. Der Eigendeckungsgrad hat von 31 % im Jahr 1996 auf 93 % im Jahr 2004 zugenommen. Im Jahr 2005 wurde erstmals eine Deckung von 108 % erreicht

und damit Energieüberschuss erzielt. Die Überschussenergie wird als Öko-Strom in das Netz der Tiwag zurückgespeist.

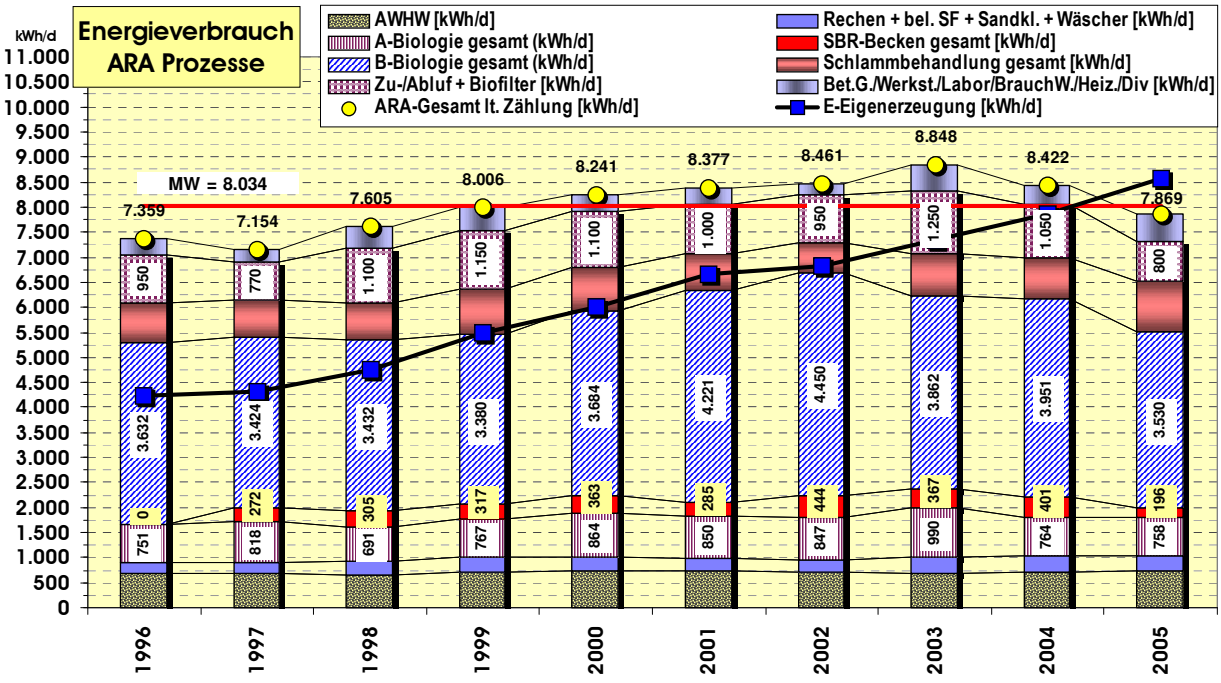

Abbildung 22: E-Energie-Verbrauch gesamt und zugeordnet zu den Prozessen auf der ARA-Strass von 1996- bis 2005

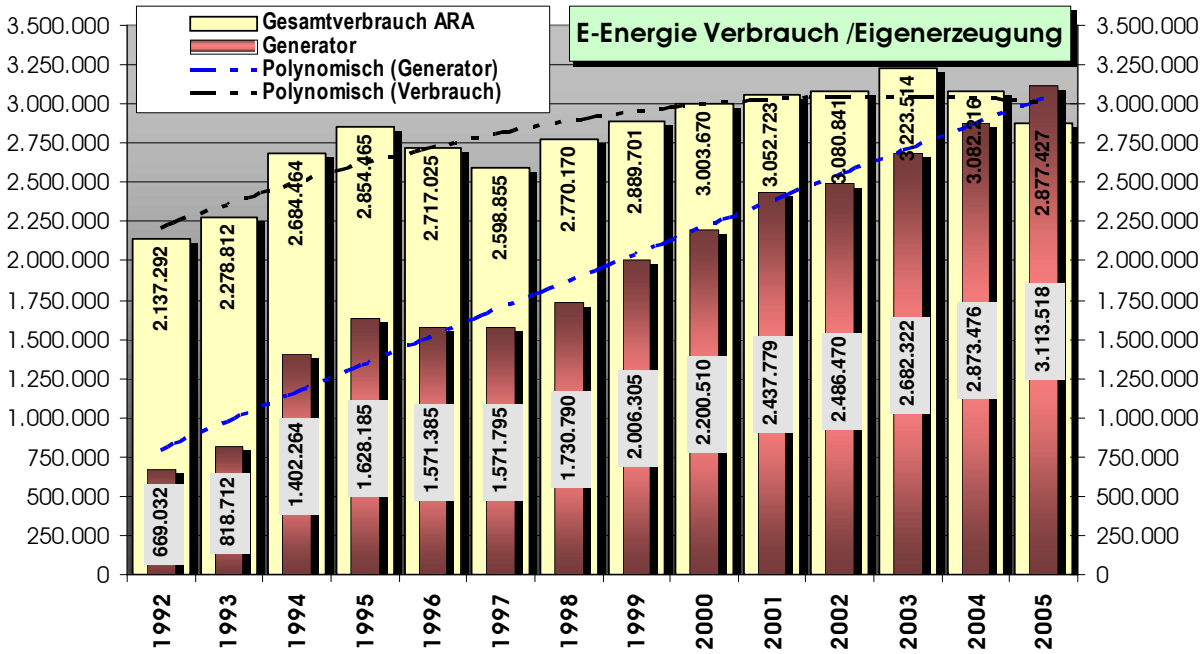

Abbildung 23: E-Energie-Verbrauch und Energie-Eigenerzeugung von 1992 bis 2005

Abbildung 24 zeigt den spezifischen Energieverbrauch in kWh pro EW_{60} und Jahr bzw. in kWh pro kg abgebautem Stickstoff. Die Trendlinien zeigen die,

von Erfolg gekennzeichneten Bemühungen die Effizienz der Anlage zu verbessern. Anfänglich (Jahre 1992-1995) wurden im Mittel 32,31 kWh pro Einwohnerwert und Jahr für die Abwasserreinigung aufgewendet. Im Jahr 2005

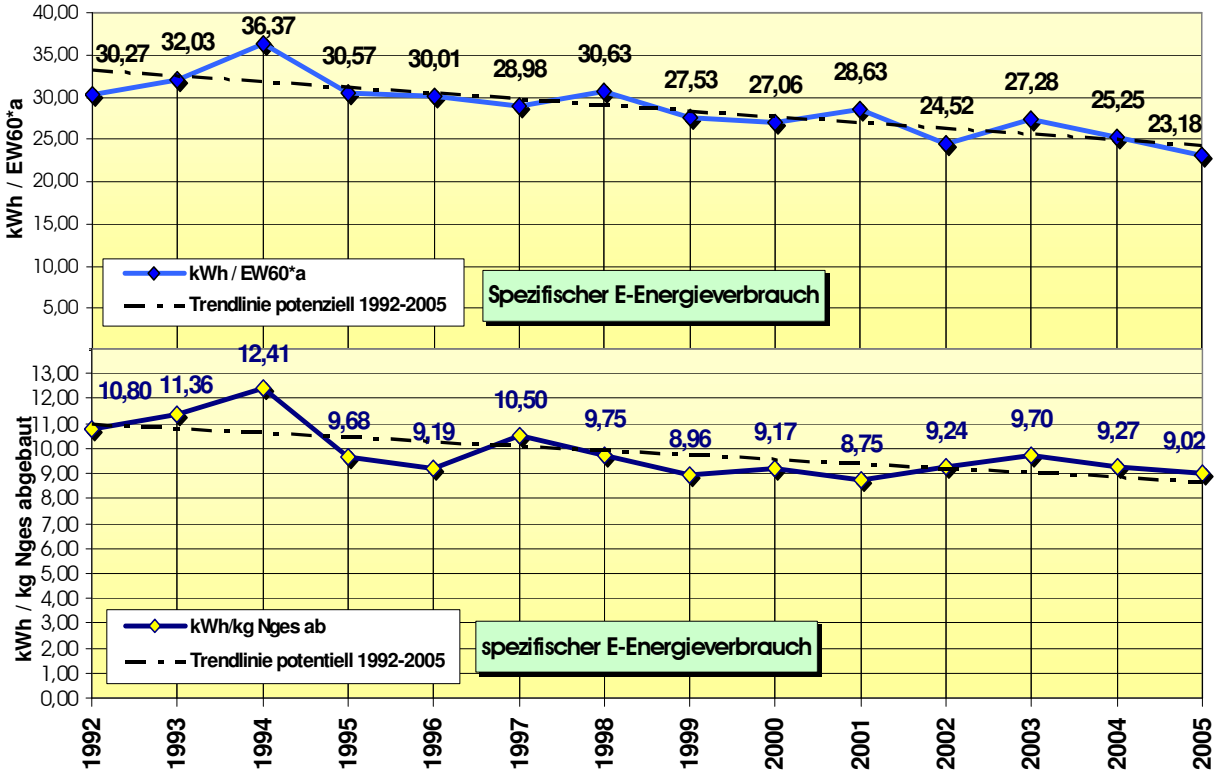

Abbildung 24: Spezifischer Energieverbrauch in kWh/EW_{60}*a bzw. kWh/kg $N_{abgebaut}$ im Zeitraum 1992 bis 2005

konnte dieser Wert auf 23,18 kWh/EW_{60}*a (-28,2 %) reduziert werden. Ähnliches gilt für den spezifischen Energieverbrauch bezogen auf ein Kilogramm Stickstoffabbau. Im Zeitraum 1992-1995 mussten im Mittel 11,06 kWh/kg $N_{abgeb.}$ aufgewendet werden. Im Jahr 2005 konnte dieser Wert auf 9,02 kWh/kg $N_{abgeb.}$ verringert werden, was einer Reduktion um 18,5 % entspricht.

6 Zusammenfassung, Ausblick

Die ARA-Strass, welche bereits bei den Benchmark-Projekten (1999/2003/2004) als sehr effiziente Kläranlage ausgewiesen wurde, konnte durch diverse Optimierungsmaßnahmen im Laufe von rd. 6 Jahren (1999-2005) nochmals an Effizienz und Wirtschaftlichkeit gewinnen. Diese Einsparungen und Effizienzsteigerungen wurden nur durch genaue Analysen der Betriebs-

abläufe und dem Einsatz neuester Verfahren ermöglicht. Für die verfahrenstechnische Umsetzung und vor allem für die betriebliche Konstanz und Beherrschbarkeit bedarf es entsprechend gut ausgebildetem Personal.

Schlussendlich haben die Optimierungen im Betriebsjahr 2005 zu einer energieautarken Kläranlage, mit einer Eigenstromerzeugung von 108 % des Gesamt-E-Bedarfs geführt. Diese Energiedeckung wurde vorwiegend durch Einsparungen im Bereich der Schwachlast-Biologie und der Separatbehandlung des Prozesswassers mit dem neuentwickelten „DEMON-Verfahren“ erzielt. Ein weiterer Baustein zur energieautarken ARA war die Installierung eines modernen Gasmotors mit einem elektrischen Wirkungsgrad von knapp 40 %. Ein gewisser Anteil ist auch der Co-Fermentierung und dem Austausch des Biofiltermaterials (geringerer Filterwiderstand) im Nov. 2004 zuzuschreiben.

Unsererseits werden weitere Einsparungspotentiale auf der ARA-Strass derzeit als sehr gering betrachtet, trotzdem wird der Optimierungsprozess fortgesetzt. Die Betriebsprozesse auf der ARA sowie neue energetisch interessante Verfahrenstechniken und Entwicklungen am Markt werden aufmerksam verfolgt und beobachtet.

7 Literatur

BM f. LAND- & FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT & WASSERWIRTSCHAFT: Benchmarking in der Siedlungswasserwirtschaft – Endbericht Dezember 2001

BM f. LAND- & FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT & WASSERWIRTSCHAFT (2002): Benchmarking in der Siedlungswasserwirtschaft – Individualbericht AIZ-Abwasserverband, ARA-Strass, Geschäftsjahr 1999

DENGG (1998): Anpassung der ARA-Strass an die Vorgaben der WRG-Novelle 1990, § 33 c - Diplomarbeit zur Erlangung des Titels Dipl.-HTL-Ing.

DENGG, WETT (2001): Anpassung der Verbandskläranlage Achental-Inntal-Zillertal durch separate Trübwasserbehandlung, Wiener Mitteilungen, Band 166, Seite 385-408

DENGG, (2003): Erfahrungen mit Benchmark von Kläranlagen am Beispiel der ARA-Strass, Wiener Mitteilungen, Band 183, Seite 407-430

VAN DONGEN, L.G.J.M.; JETTEN, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (2001). The combined Sharon/Anammox process. *STOWA report, IWA Publishing, London, ISBN 1 84339 0000*

NIELSEN, M.; BOLLMANN, A.; SLIEKERS, O.; JETTEN, M.; SCHMID, M.; STROUS, M.; SCHMIDT, I.; LARSEN, L.H.; NIELSEN, L.P.; REVSBECH, N.P.

(2005). Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor. *FEMS Microb.Ecol., 51, 247-256*

ÖSTERREICHISCHE BUNDESGESETZBLÄTTTER:
Wasserrechtsgesetz 1959 idF. der WRG-Novelle 1999 (BGBl. 252/1990)

ÖSTERREICHISCHE BUNDESGESETZBLÄTTTER:
1. AEV für kommunales Abwasser (BGBl. 210/1996)

PRICE, WATERHOUSE, COOPERS (2001): Studie zur Optimierung der kommunalen Wasserver- und Abwasserentsorgung im Rahmen einer nachhaltigen Wasserpolitik

ROSTEK (1995) Kläranlagen mit ausgeprägten saisonalen Belastungsschwankungen Korrespondenz Abwasser 3/1995, Seiten 366-375

STROUS, M.; FUERST, J.A.; KRAMER, E.H.M.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.T.; WEBB, R.; KUENEN, J.G. AND JETTEN, M.S.M. (1999). Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature, 400, 446-449*

TU WIEN-IWAG, INGENIUERBÜRO K2W, FA. QUANTUM, ÖWAV (2005) Benchmarking in der Siedlungswasserwirtschaft – Individualbericht AIZ-Abwasserverband, ARA-Strass, Geschäftsjahr 2003

TU WIEN-IWAG, INGENIUERBÜRO K2W, FA. QUANTUM, ÖWAV (2005) Benchmarking in der Siedlungswasserwirtschaft – Rohbericht und vorläufiger Individualbericht AIZ-Abwasserverband, ARA-Strass, Geschäftsjahr 2004

WETT, B.; ROSTEK, R.; RAUCH, W.; INGERLE, K. (1998): pH-controlled reject water treatment. Water Science & Technology 137/12, p.165-172

WETT, B. (2005): Solved scaling problems for implementing deammonification of rejection water._Proc. IWA Special. Conf. on Nutrient Management, Krakow; Wat.Sci.&Tech.in press

Autoren:

Dipl.-HTL-Ing. Josef Dengg
AIZ-Abwasserverband
6261 Strass i.Z. 150
Tel.: 05244/65118
Fax: 05244/65118-25
email: dengg@aiz.at
ara.strass@aiz.at

Dozent Dr. Bernhard Wett
Institut für Umwelttechnik, Universität Innsbruck
Technikerstrasse 13
6020 Innsbruck
Tel.: 0512/507-6929
Fax: 0512/507-2911
e-mail: Bernhard.Wett@uibk.ac.at