

**Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im PM10
an ausgewählten Stationen des NABEL
sowie kantonalen Stationen**

Messbericht 2011

Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik
Empa, 8600 Dübendorf

1	<i>Einleitung</i>	3
2	<i>Messprogramm, Messmethodik</i>	3
3	<i>Resultate der PAK-Analysen</i>	7
4	<i>Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren</i>	12
5	<i>Zusammenfassung</i>	17
6	<i>Literatur</i>	18

August 2012

Messbericht: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im PM10 an ausgewählten Stationen des NABEL sowie kantonalen Stationen

Autor: Robert Gehrig

Adresse: Empa, Abteilung Luftfremdstoffe und Umwelttechnik
Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf

Kontakt: robert.gehrig@empa.ch

Dieser Bericht ist abrufbar unter: www.empa.ch/nael

Dübendorf, 22. August 2012

1 Einleitung

In ihrer Richtlinie 2004/107/EC vom 15. Dezember 2004 (EU-Commission 2004) setzt die EU einen Zielwert für das krebserregende Benzo(a)pyren (BaP) im atmosphärischen Feinstaub von 1 ng/m^3 fest. Zudem soll (mit geringerer Messstellendichte) eine Reihe weiterer polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) analysiert werden, und zwar Benz(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(j)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenz(ah)anthracen und Fluoranthen.

Zwar legt die Schweiz für krebserregende Substanzen keine Immissionsgrenzwerte fest, da für deren Emissionen unabhängig von den auftretenden Immissionen das Minimierungsgebot gilt. Um aber einen Überblick über die in der Schweiz auftretenden Immissionskonzentrationen von PAK im PM10 zu erhalten, wurden seit 2006 Analysen an ausgewählten NABEL-Stationen durchgeführt. Ab 2007 wurden die Messungen ergänzt durch den Einbezug der vom Amt für Natur und Umwelt des Kantons Graubünden betriebenen Messstation San Vittore im Misox, welche stark von Abgasen aus Holzverbrennung beeinflusst wird. 2009 wurden die NABEL-Stationen Dübendorf und Lausanne neu ins Messprogramm aufgenommen. Zusätzlich konnte ab Mitte 2010 der von Ostluft betriebene, durch Holzfeuerungen beeinflusste Standort Ebnat-Kappel (SG) in die PAK-Analysen einbezogen werden.

2 Messprogramm, Messmethodik

In Tabelle 1 sind die Stationen aufgeführt und kurz charakterisiert, an denen 2011 PAK-Analysen durchgeführt wurden. Eine detaillierte Beschreibung von Lage und Umgebung der NABEL-Stationen sowie der Methodik zur Sammlung von Feinstaub auf Filtern findet sich im Technischen Bericht zum NABEL (Empa 2011). Die Lage der Bündner Station San Vittore ist auf der Webseite des Amtes für Natur und Umwelt des Kantons Graubünden näher beschrieben (www.gr-luft.ch).

Die von Ostluft seit Mitte 2010 betriebene Station Ebnat-Kappel (SG) (Höhe: 630 m.ü.M.; Koordinaten: 727350 / 236350) befindet sich im Dorfzentrum an einer Nebenstrasse. Sie repräsentiert eine Situation in einer ländlichen Gemeinde mit hohem Holzfeuerungsanteil.

An den ausgewählten Stationen wurden die PAK-Konzentrationen in PM10 quartalsweise analysiert. Dazu wurde aus den Feinstaubfiltern (Quarzfilter, Whatman QMA, resp. Pall Tissuquarz) jedes Tages eine Rondelle von 14 mm Durchmesser ausgestanzt und diese quartalsweise zu einer Probe vereinigt. Von der Station San Vittore standen nur Filter von jedem 12. Tag zur Verfügung. Um etwa dieselbe Probengrösse zu erreichen, wurden hier je 3 Rondellen pro Filter mit einem Durchmesser von 25 mm zu Quartalsproben vereinigt. Von Ebnat-Kappel standen Filter jedes 4. Tages zur Verfügung, aus denen je eine Rondelle von 25 mm Durchmesser analysiert wurde.

Mit der Analyse dieser Proben auf PAK wurde wie bereits in den Vorjahren das Gewässerschutzlabor des Kantons Zürich beauftragt. Dieses Labor hat grosse Erfahrung in solchen Analysen und folgte methodisch den Vorgaben der EN-Norm (CEN 2008). Zusätzlich zu den von der europäischen Richtlinie geforderten PAK bestimmte das Labor auch noch Pyren, Chrysen und Benzo(ghi)perylen.

Wie bereits im Vorjahr wurde als zusätzliches Element der Qualitätssicherung der seit kurzem erhältliche zertifizierte PM10-Referenzstaub ERM-CZ100 des European Institut for Reference Materials and Measurements, Geel (B) mitanalysiert. Die Wiederfindungsraten bewegten sich mit Ausnahme von Chrysen zwischen 80–120%, also im Bereich der analytischen Messunsicherheit von rund 20%. Für Chrysen gilt eine höhere analytische Messunsicherheit (rund 50%).

Tabelle 2 listet die analysierten PAK mit ihren Siedepunkten, ihren Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (Nisbet and Lagoy 1992) sowie ihren Strukturformeln auf. Die Toxizitäts-Äquivalentfaktoren geben die relative Toxizität im Vergleich zu Benzo(a)pyren (TEF = 1) an. Aus den Siedepunkten kann abgeschätzt werden, bei welchen PAK Sammelverluste durch Verflüchtigung vom Filter auftreten können. Bei den üblichen Sammeltemperaturen muss unterhalb von rund 450°C (entsprechend den Verbindungen mit 4 oder weniger Ringen) mit merklichen Verlusten gerechnet werden. Die Ergebnisse der PAK bis und mit Chrysen haben deshalb nur orientierenden Charakter. Bei den Verbindungen mit 5 und mehr Ringen sind die PAK Sammelverluste durch Verflüchtigung bei den üblichen Sammeltemperaturen kleiner als 10% (Schauer *et al.* 2003) und damit deutlich tiefer, als die analytische Messunsicherheit von rund 20%.

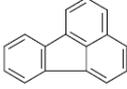
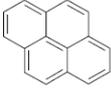
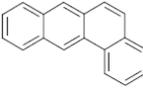
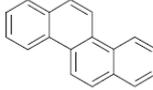
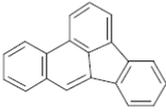
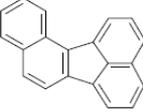
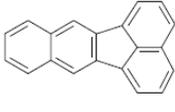
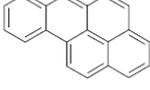
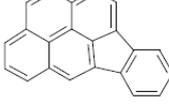
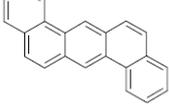
Benzo(b)fluoranthen und Benzo(j)fluoranthen konnten chromatographisch nicht getrennt werden. Deshalb werden sie als Summe angegeben. Da aber beide identische TEF aufweisen, gehen dadurch keine Toxizitätsinformationen verloren.

Ein weiteres Problem der PAK-Messung stellt die teilweise Oxidation der gesammelten PAK auf dem Probefilter durch Ozon dar. Vergleichsmessungen (Probenahme mit und ohne Ozondenuder) in München und Karlsruhe zeigten einen klaren Zusammenhang zwischen Ozonkonzentrationen und PAK-Verlusten. So können z.B. bei Ozonkonzentrationen über 120 µg/m³ 40% und mehr des Benzo(a)pyrens bei der Sammlung von Tagesproben auf dem Filter verloren gehen (Schauer *et al.* 2003). Da aber an den hier untersuchten Standorten erhöhte Konzentrationen von PAK praktisch nur im Winter bei tiefen Ozonkonzentrationen auftreten, spielt dieses Problem bei den hier präsentierten Daten zumindest für die Winter- und Jahresmittelwerte kaum eine Rolle.

Tab. 1: Charakterisierung der Stationen, an welchen PAK-Analysen durchgeführt wurden.

Basel	vorstädtisch (Gemeinde Binningen)	seit 2006
Bern	städtisch, verkehrsbelastet	seit 2006
Dübendorf	vorstädtisch, in der Agglomeration Zürich	seit 2009
Härkingen	ländlich, an der Autobahn A1	seit 2006
Lausanne	städtisch, verkehrsbelastet	seit 2009
Lugano	Stadtzentrum, offene Bebauung	seit 2006
Magadino	ländlich, unterhalb 1000 m, Alpensüdseite	seit 2006
Payerne	ländlich, unterhalb 1000 m	seit 2006
Zürich	städtisch, in parkähnlichem Hof	seit 2006
Sion	ländlich, an der Autobahn A9	seit 2006
Tänikon	ländlich, unterhalb 1000 m	seit 2006
San Vittore	Dorfzentrum, Talboden eines Alpentals, 280 m	seit 2007
Ebnat-Kappel	Dorfzentrum, im Talboden des Toggenburgs	seit Mitte 2010

Tab. 2: Gemessene PAK mit ihren Siedepunkten (°C) und Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (TEF) (Nisbet and Lagoy 1992) und Strukturformeln.

Messstelle	Siedepunkt	TEF	Struktur
Fluoranthen	384	0.001	
Pyren	364	0.001	
Benz(a)anthracen	435	0.1	
Chrysen	441	0.01	
Benzo(b)fluoranthen	481	0.1	
Benzo(j)fluoranthen	481	0.1	
Benzo(k)fluoranthen	481	0.1	
Benzo(a)pyren	496	1	
Indeno(1,2,3,cd)pyren	534	0.1	
Dibenzo(ah)anthracen	535	1	
Benzo(ghi)perylen	542	0.01	

3 Resultate der PAK-Analysen

Tabellen 3 - 5 geben einen Überblick über die Resultate des Jahres 2011. Figur 1 zeigt die Jahresmittelwerte derjenigen 6 PAK, welche mehr als 1% zum toxischen Potential beitragen. Daraus ist ersichtlich, dass alle Standorte eine recht ähnliche relative Zusammensetzung der verschiedenen PAK aufweisen.

Es fällt auf, dass für alle relevanten PAK die höchsten Konzentrationen nicht an den stark verkehrsbelasteten Stationen Bern, Lausanne oder Härkingen, sondern an ländlichen Stationen wie San Vittore, Magadino und Ebnat-Kappel gemessen wurden. Dies ist ein klares Indiz für den wesentlichen Beitrag von Holzfeuerungen zur PAK-Belastung in den Wintermonaten. Darauf weist auch die Untersuchung von Szidat *et al.* (2007) hin, welche für Roveredo (nahe bei San Vittore) aufgrund von OC und ¹⁴C-Messungen einen grossen Einfluss der Biomassenverbrennung aufzeigt. Die ersten vollständigen Jahreswerte von Ebnat-Kappel bestätigen aber, dass auch in vergleichbaren Tallagen der Alpennordseite erhöhte PAK-Werte auftreten können. Die nur mässig hohen PAK-Konzentrationen in Lugano zeigen zudem, dass die Alpensüdseite nicht generell erhöhte Werte aufweist.

Dass Abgase von Holzfeuerungen tatsächlich bedeutende Mengen von PAK enthalten, geht bereits aus einer älteren Untersuchung der Kantone Zürich, Schaffhausen und Luzern hervor, wo die höchsten BaP-Werte nicht in Zürich oder Luzern, sondern während einer Winterkampagne im ländlichen Dorf Hemmental (SH) gemessen wurden (Schläpfer 1995).

Bei der Gewichtung der gemessenen PAK-Konzentrationen mit den Toxizitäts-Äquivalentfaktoren (TEF) zeigt sich, dass Benzo(a)pyren allein für etwa 60% der Toxizität der PAK im Feinstaub verantwortlich ist. Zur restlichen Toxizität tragen noch Benzo(b+j)fluoranthren und teilweise Dibenzo(ah)anthracen je mehr als etwa 10% bei. Dies zeigt Tabelle 6 für die Daten des Jahres 2011. Figur 2 zeigt zudem einen Vergleich der durch PAK bedingten Toxizität von PM₁₀ (berechnet als Summenprodukte aus den einzelnen PAK-Konzentrationen und den dazugehörenden TEF) an den einzelnen Messstationen im Jahr 2011, wobei die gegenüber den anderen Stationen erhöhten Werte von San Vittore, Magadino und Ebnat-Kappel deutlich hervortreten.

Tab. 3: Quartalsmittelwerte der PM10-Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PAK-Konzentrationen (ng/m^3) des Jahres 2011 an den NABEL-Stationen.

Messtelle	Quartal 2011	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+i)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylene
Basel	JFM	28.9	0.51	0.47	0.30	0.68	1.30	0.36	0.47	0.63	0.08	0.63
	AMJ	13.4	0.11	0.09	0.03	0.07	0.12	0.03	0.04	0.06	<0.02	0.06
	JAS	12.1	0.09	0.07	0.02	0.05	0.08	0.02	0.02	0.04	<0.02	0.05
	OND	17.6	0.29	0.30	0.22	0.41	0.91	0.28	0.39	0.48	0.06	0.47
Bern	JFM	40.3	0.70	0.66	0.50	0.96	1.38	0.42	0.66	0.66	0.08	0.73
	AMJ	20.2	0.65	0.37	0.08	0.20	0.20	0.05	0.07	0.09	<0.02	0.14
	JAS	17.9	0.86	0.46	0.07	0.17	0.16	0.04	0.05	0.07	<0.02	0.13
	OND	24.5	0.61	0.53	0.44	0.73	1.26	0.35	0.64	0.61	0.07	0.68
Dübendorf	JFM	30.3	0.53	0.50	0.33	0.65	1.35	0.29	0.54	0.68	0.07	0.34
	AMJ	13.9	0.12	0.10	0.03	0.07	0.12	0.05	0.04	0.06	<0.02	0.03
	JAS	12.7	0.13	0.10	0.02	0.06	0.08	0.03	0.03	0.04	<0.02	0.05
	OND	18.0	0.35	0.35	0.26	0.46	0.89	0.36	0.43	0.53	0.06	0.25
Härkingen	JFM	32.4	0.58	0.58	0.54	0.97	1.74	0.49	0.85	0.87	0.11	0.90
	AMJ	15.4	0.25	0.17	0.05	0.13	0.14	0.04	0.04	0.06	<0.02	0.07
	JAS	15.1	0.39	0.23	0.04	0.11	0.15	0.14	0.04	0.05	<0.02	0.06
	OND	20.0	0.43	0.43	0.44	0.74	1.28	0.39	0.62	0.64	0.08	0.67
Lausanne	JFM	33.4	0.38	0.38	0.38	0.73	1.01	0.29	0.45	0.47	0.06	0.57
	AMJ	17.3	0.19	0.15	0.05	0.13	0.12	0.03	0.03	0.05	<0.02	0.09
	JAS	16.8	0.19	0.15	0.04	0.11	0.10	0.02	0.02	0.04	<0.02	0.09
	OND	23.0	0.28	0.27	0.21	0.42	0.65	0.19	0.26	0.31	0.03	0.41
Lugano	JFM	36.0	0.43	0.44	0.45	0.90	1.52	0.33	0.70	0.67	0.09	0.74
	AMJ	16.9	0.11	0.09	0.02	0.06	0.09	0.02	0.02	0.04	<0.02	0.05
	JAS	16.4	0.10	0.08	0.02	0.05	0.06	0.02	<0.02	0.03	<0.02	0.04
	OND	23.7	0.29	0.31	0.27	0.51	1.07	0.29	0.49	0.50	0.07	0.57
Magadino	JFM	36.9	0.52	0.62	0.96	1.98	2.66	0.66	1.27	0.94	0.19	0.96
	AMJ	16.2	0.07	0.07	<0.02	0.09	0.12	0.02	0.03	0.04	0.02	0.07
	JAS	14.4	0.07	0.06	<0.02	0.04	0.07	<0.02	<0.02	0.02	<0.02	0.04
	OND	24.4	0.36	0.43	0.67	1.24	1.98	0.57	0.95	0.72	0.12	0.67
Payerne	JFM	28.1	0.34	0.33	0.18	0.43	0.88	0.23	0.33	0.43	0.05	0.42
	AMJ	12.1	0.07	0.07	<0.02	0.04	0.07	0.02	0.02	0.04	<0.02	0.04
	JAS	12.2	0.06	0.05	<0.02	0.03	0.05	<0.02	<0.02	0.02	<0.02	0.03
	OND	16.2	0.18	0.19	0.10	0.22	0.53	0.15	0.20	0.29	0.03	0.31
Sion	JFM	29.3	0.57	0.66	0.58	0.93	1.54	0.45	0.76	0.71	0.08	0.74
	AMJ	15.2	0.13	0.11	0.03	0.08	0.09	0.02	0.02	0.04	<0.02	0.05
	JAS	15.2	0.13	0.10	0.02	0.06	0.07	0.02	0.02	0.03	<0.02	0.05
	OND	23.1	0.50	0.61	0.63	1.00	1.69	0.52	0.86	0.84	0.09	1.02
Tänikon	JFM	25.7	0.53	0.53	0.36	0.74	1.41	0.40	0.53	0.67	0.08	0.64
	AMJ	12.1	0.09	0.09	0.03	0.07	0.15	0.04	0.05	0.08	<0.02	0.08
	JAS	11.1	0.05	0.04	<0.02	0.03	0.06	0.02	<0.02	0.03	<0.02	0.03
	OND	13.1	0.33	0.36	0.27	0.49	1.09	0.31	0.43	0.51	0.06	0.50
Zürich	JFM	30.5	0.44	0.42	0.24	0.53	0.96	0.25	0.36	0.45	0.05	0.45
	AMJ	15.6	0.14	0.11	0.03	0.09	0.14	0.04	0.03	0.06	<0.02	0.06
	JAS	14.6	0.14	0.10	0.02	0.06	0.09	0.02	0.02	0.04	<0.02	0.05
	OND	20.3	0.33	0.33	0.27	0.49	0.93	0.26	0.38	0.44	0.05	0.43

Tab. 4: Quartalsmittelwerte der PM10-Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PAK-Konzentrationen (ng/m^3) des Jahres 2011 an den kantonalen Stationen.

Messtelle	Quartal 2011	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+j)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylene
San Vittore	JFM	52.6	0.22	0.23	1.31	1.94	3.86	1.37	2.29	1.41	0.24	1.45
	AMJ	17.6	0.08	0.09	0.02	0.07	0.18	0.04	0.05	0.06	0.09	0.07
	JAS	20.6	0.05	0.06	<0.02	0.03	0.08	0.02	0.02	0.03	0.08	0.04
	OND	45.0	0.15	0.15	1.21	1.71	4.53	1.58	3.16	1.40	0.25	1.77
Ebnat-Kappel	JFM	24.9	1.39	1.61	0.82	1.28	2.75	0.74	1.26	1.14	0.11	1.06
	AMJ	13.5	0.11	0.13	0.04	0.08	0.23	0.07	0.10	0.14	<0.02	0.18
	JAS	12.0	0.07	0.08	<0.02	0.03	0.10	0.02	0.02	0.04	<0.02	0.04
	OND	16.3	1.02	1.21	0.78	1.09	2.31	0.70	1.20	1.03	0.12	0.99

Tab. 5: Jahresmittelwerte 2011 der PM10-Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und PAK-Konzentrationen (ng/m^3).

Messstelle	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+j)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylene
Basel	18.0	0.25	0.23	0.14	0.30	0.60	0.17	0.23	0.30	0.04	0.30
Bern	25.7	0.70	0.51	0.27	0.51	0.75	0.22	0.35	0.36	0.04	0.42
Dübendorf	18.6	0.28	0.26	0.16	0.31	0.61	0.18	0.26	0.33	0.04	0.17
Härkingen	20.7	0.42	0.35	0.27	0.49	0.83	0.27	0.38	0.40	0.05	0.42
Lausanne	22.6	0.26	0.24	0.17	0.35	0.47	0.13	0.19	0.22	0.03	0.29
Lugano	23.3	0.23	0.23	0.19	0.38	0.69	0.16	0.31	0.31	0.04	0.35
Magadino	22.9	0.26	0.29	0.41	0.84	1.21	0.32	0.57	0.43	0.08	0.44
Payerne	17.1	0.16	0.16	0.08	0.18	0.38	0.10	0.14	0.19	0.02	0.20
Sion	20.7	0.34	0.37	0.31	0.52	0.85	0.25	0.42	0.40	0.05	0.47
Tänikon	15.5	0.25	0.26	0.17	0.33	0.67	0.19	0.26	0.32	0.04	0.31
Zürich	20.2	0.26	0.24	0.14	0.29	0.53	0.14	0.20	0.25	0.03	0.25
San Vittore	33.8	0.12	0.13	0.64	0.94	2.16	0.75	1.38	0.73	0.17	0.83
Ebnat-Kappel	16.6	0.65	0.76	0.41	0.62	1.35	0.38	0.65	0.59	0.06	0.57

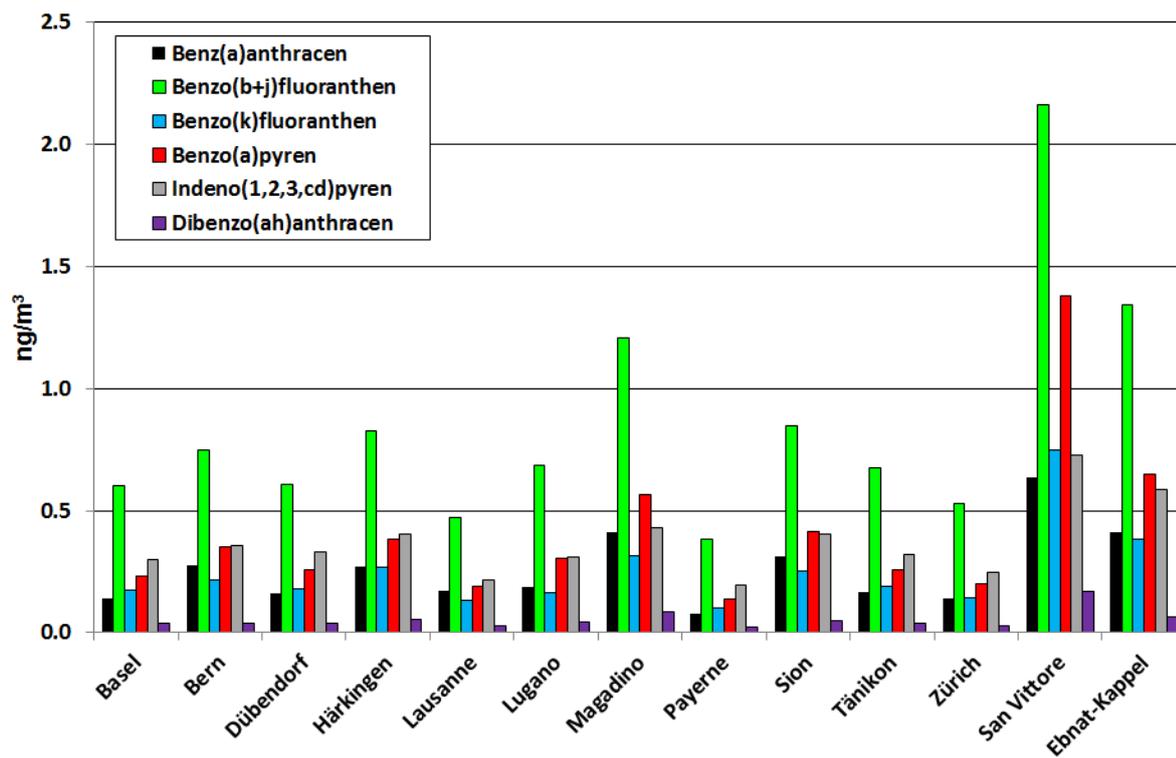


Fig. 1: Jahresmittelwerte 2011 der Konzentrationen der toxisch relevanten PAK im PM10.

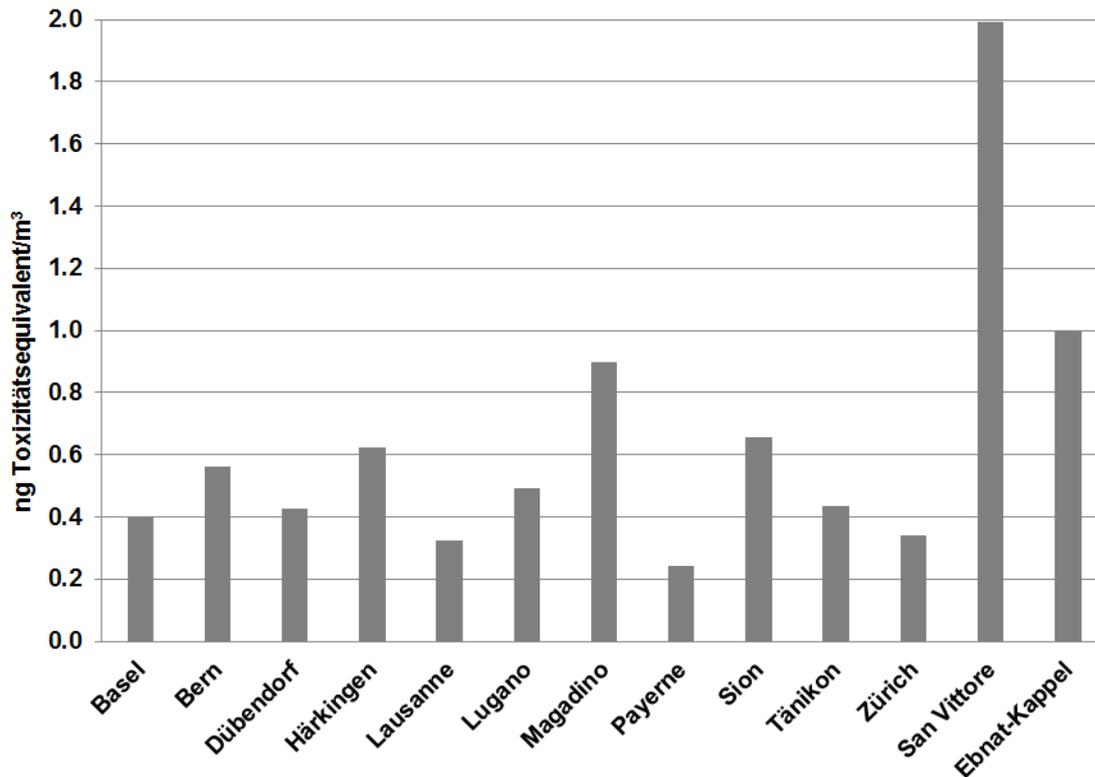


Fig. 2: Vergleich der durch PAK bedingten Toxizität von PM10 an den einzelnen Messstationen im Jahr 2011.

Tab. 6: Relative Beiträge der einzelnen PAK zur Toxizität von PM10 in % im Jahr 2011.

Messtelle	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+j)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(ah)anthracen	Benzo(ghi)perylene
Basel	0.1	0.1	3.6	0.8	15.1	4.3	57.7	7.6	10.0	0.8
Bern	0.1	0.1	4.9	0.9	13.3	3.8	62.6	6.3	7.2	0.7
Dübendorf	0.1	0.1	3.7	0.7	14.3	4.2	60.3	7.7	8.6	0.4
Härkingen	0.1	0.1	4.3	0.8	13.3	4.3	61.8	6.5	8.2	0.7
Lausanne	0.1	0.1	5.3	1.1	14.6	4.1	58.8	6.7	8.4	0.9
Lugano	0.0	0.0	3.8	0.8	13.9	3.3	62.1	6.3	8.9	0.7
Magadino	0.0	0.0	4.6	0.9	13.5	3.5	62.9	4.8	9.3	0.5
Payerne	0.1	0.1	3.1	0.7	15.6	4.2	57.4	7.9	10.0	0.8
Sion	0.1	0.1	4.8	0.8	12.9	3.8	63.4	6.1	7.3	0.7
Tänikon	0.1	0.1	3.8	0.8	15.5	4.4	58.5	7.4	8.9	0.7
Zürich	0.1	0.1	4.1	0.9	15.5	4.2	58.5	7.2	8.7	0.7
San Vittore	0.0	0.0	3.2	0.5	10.8	3.8	69.3	3.6	8.4	0.4
Ebnet-Kappel	0.1	0.1	4.1	0.6	13.5	3.9	65.0	5.9	6.3	0.6

4 Detaillierte Darstellung der Resultate für Benzo(a)pyren

Tabelle 6 zeigte, dass Benzo(a)pyren (BaP) der mit Abstand wichtigste Indikator für die Toxizität der PAK im Feinstaub ist. In diesem Kapitel werden deshalb die Ergebnisse der Messungen von BaP detaillierter analysiert und dargestellt.

Figur 3 zeigt den langjährigen Verlauf der Jahresmittelwerte der BaP-Konzentrationen, Figuren 4 und 5 den Verlauf der Quartalswerte. Klar zum Ausdruck kommt in den Figuren 4 und 5 die ausgeprägte Saisonalität der BaP-Belastungen, welche nicht allein auf die schlechteren Ausbreitungsbedingungen im Winter zurückgeführt werden kann. Vielmehr zeigt sich hier der dominierende Einfluss der Biomassenverbrennung. So weist zum Beispiel die Station San Vittore trotz ganzjährigem erheblichem Verkehrseinfluss (A13) im Sommer nur geringe BaP-Konzentrationen auf. Noch sind von der Mitte 2010 neu ins Messprogramm aufgenommenen Station Ebnat-Kappel erst sechs Quartalswerte verfügbar. Die deutlich erhöhten Werte der Winterquartale (etwas höher als Magadino) weisen aber klar darauf hin, dass auch hier die zahlreichen Holzfeuerungen in Verbindung mit austauscharmen Inversionslagen zu recht hohen PAK-Belastungen führen können. Da die PM10-Konzentrationen in Ebnat-Kappel generell tiefer lagen, als in San Vittore, resultierten hier sogar die höchsten winterlichen BaP-Gehalte im PM10 (bis zu 100 ppm). Figur 6 gibt einen kompakten und durch die Mittelung über mehrere Messjahre für die meisten Stationen bereits recht robusten Überblick über die sehr unterschiedlichen Belastungen im Sommer und im Winter.

Wie bereits in den Vorjahren wurde der europäische Zielwert von 1 ng/m^3 in San Vittore auch 2011 wiederum überschritten. Diese Station ist wegen ihrer Lage im Talgrund während winterlicher Inversionslagen schlecht durchlüftet. Zudem sind in den Dörfern des Misox Holzfeuerungen sehr verbreitet.

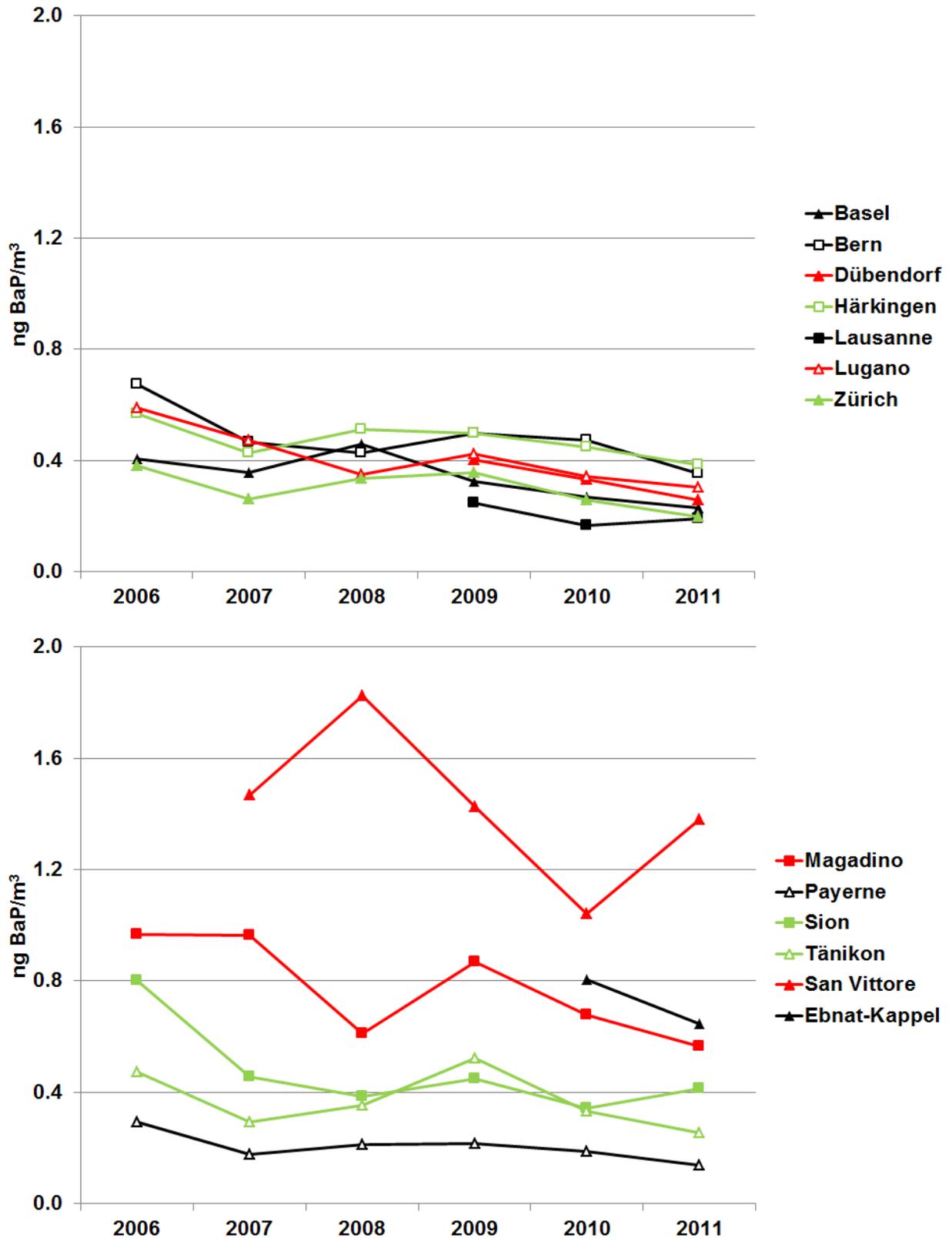


Fig. 3: Jahresmittelwerte 2006 bis 2011 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10 Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte (Ebnat-Kappel 2010 nur Juli-Dezember).

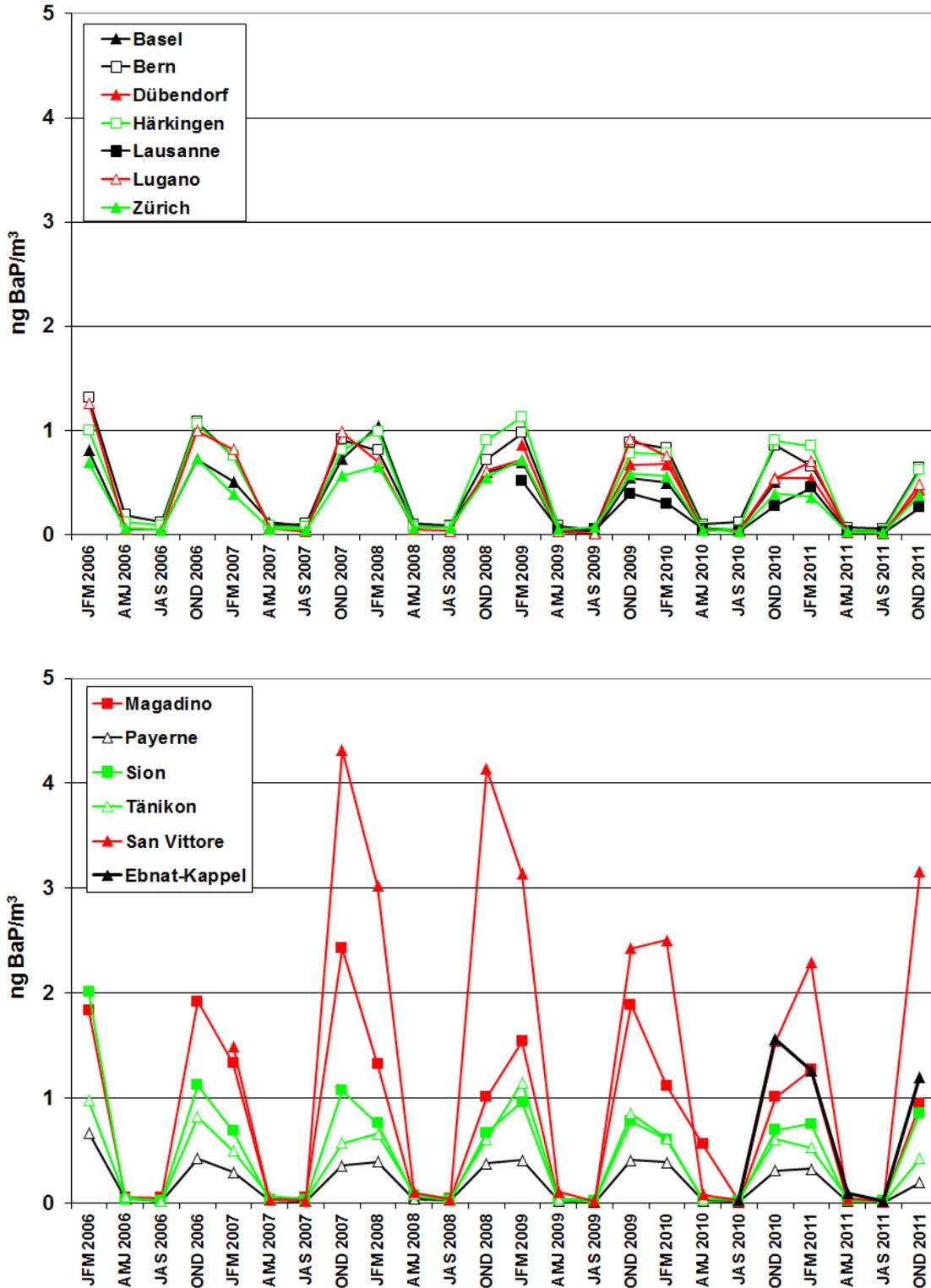


Fig. 4: Quartalswerte 2006-2011 der Konzentrationen von Benzo(a)pyren im PM10. Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte.

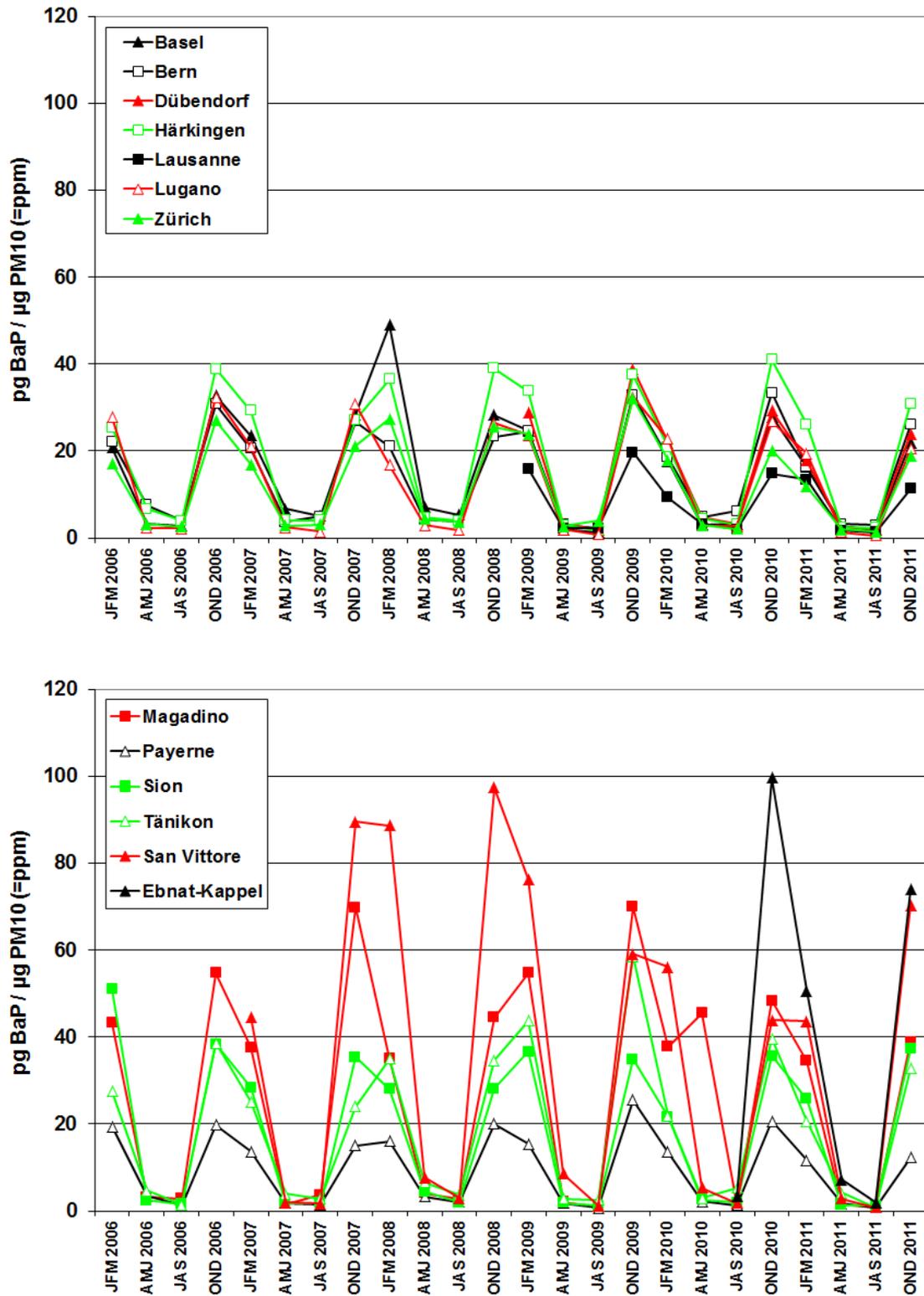


Fig. 5: Quartalswerte 2006-2011 der Gehalte von Benzo(a)pyren im PM10. Oben städtische, vorstädtische Stationen und Verkehrsstandorte, unten ländliche Standorte.

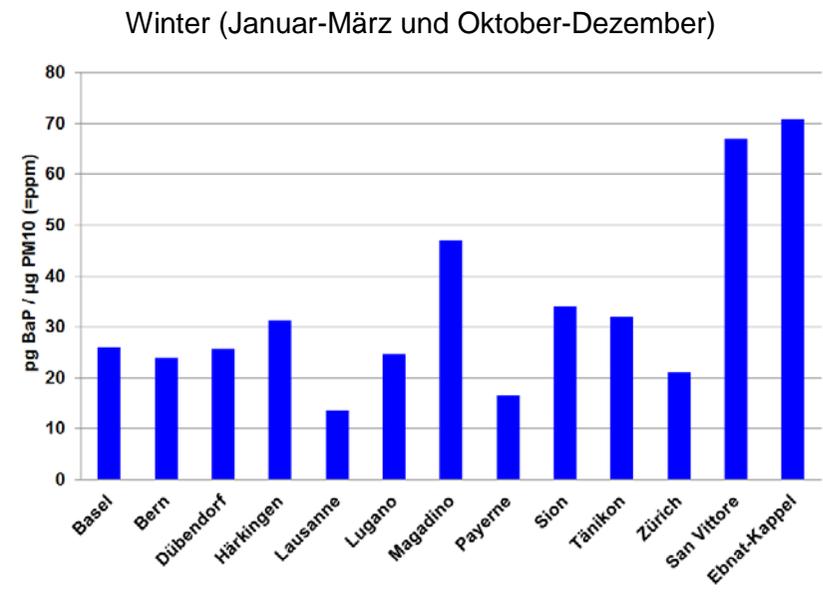
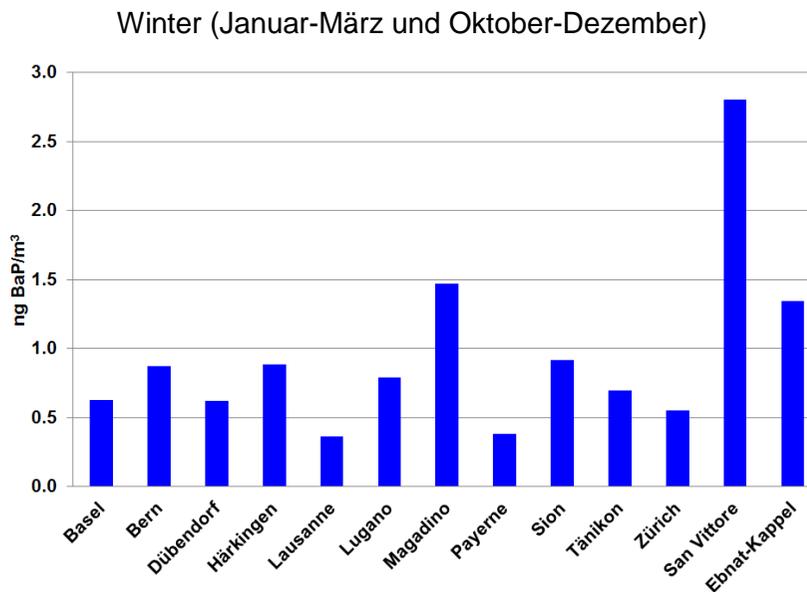
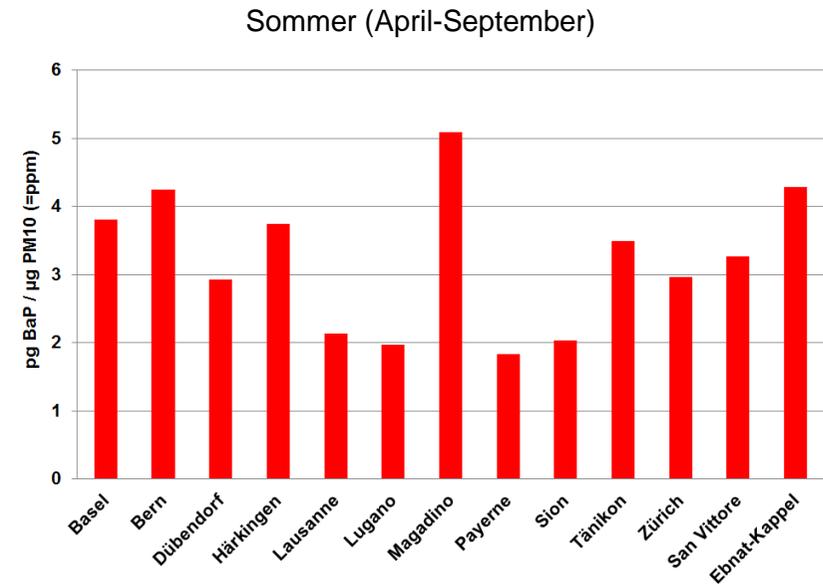
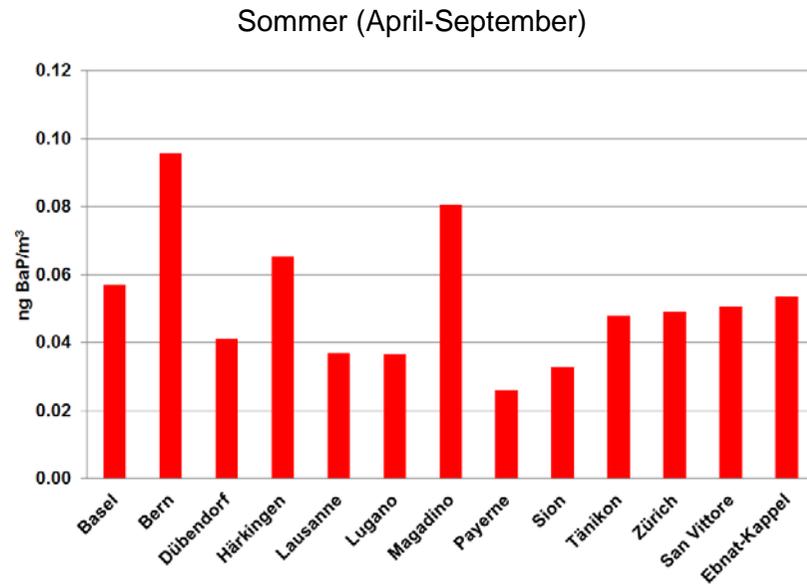


Fig. 6: Vergleich der mittleren Konzentrationen (links) und der Gehalte (rechts) von Benzo(a)pyren im PM10 im Sommer und im Winter von 2006-2011 (soweit Messwerte vorhanden). Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Sommer- und Wintergrafiken.

5 Zusammenfassung

Der Russ im Feinstaub (PM10) stellt wegen seines Gehalts an teilweise krebserregenden polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) ein ernstes lufthygienisches Problem dar. Zwar legt die Schweiz für krebserregende Substanzen grundsätzlich keine Immissionsgrenzwerte fest, da für deren Emissionen unabhängig von den auftretenden Immissionen das Minimierungsgebot gilt. Hingegen hat die EU für Benzo(a)pyren (BaP) einen Zielwert (Jahresmittelwert) von 1 ng/m^3 definiert (EU-Commission 2004). Um einen Überblick über die in der Schweiz auftretenden Immissionskonzentrationen von BaP und anderen PAK im PM10 zu erhalten, wurden seit 2006 PAK-Analysen an ausgewählten NABEL-Stationen durchgeführt. Da im NABEL keine Messstation mit stark dominierendem Einfluss der im Zusammenhang mit PAK sehr wichtigen Holzverbrennung existiert, wurden seit 2007 zusätzlich die diesbezüglich stark exponierte Bündner Station San Vittore (GR) im Misox und seit Mitte 2010 Ebnat-Kappel (SG) im Toggenburg in die Untersuchung einbezogen.

Wie bereits in den Vorjahren wurde der europäische Zielwert von 1 ng/m^3 in San Vittore auch 2011 wiederum überschritten. Die Resultate zeigen, dass auch Magadino und Ebnat-Kappel deutlich von Emissionen der Holzverbrennung beeinflusst sind. Zwar wurde der Zielwert 2011 eingehalten, jedoch resultierten im Vergleich zu den anderen Stationen klar erhöhte Messwerte. Erhöhte PAK-Belastungen treten in erster Linie im Winter auf. Besonders hohe Werte werden an Orten beobachtet, die bei schlechter Durchlüftung den Emissionen aus der Holzverbrennung ausgesetzt sind. Dagegen scheint der Einfluss der Verkehrsemissionen eher untergeordnet zu sein, was sich in vergleichsweise nur mässigen Belastungen an den Stationen Bern, Härkingen und Lausanne zeigt.

6 Literatur

- CEN (2008). Air Quality - Standard method for the measurement of the concentration of benzo(a)pyrene in ambient air. EN 15549.
- Empa (2011). Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL); CD-ROM. Dubendorf, Switzerland.
- EU-Commission (2004). Directive 2004/07//EC of the European parliament and the council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Communities L 23(26/1/2005): 3-16.
- Nisbet, I. C. T. and Lagoy, P. K. (1992). Toxic Equivalency Factors (Tefs) for Polycyclic Aromatic-Hydrocarbons (Pahs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16(3): 290-300.
- Schauer, C., Niessner, R. and Poschl, U. (2003). Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air particulate matter: Decadal and seasonal trends, chemical degradation, and sampling artifacts. *Environ. Sci. Technol.* 37(13): 2861-2868.
- Schläpfer, K. (1995). PAH-Immissionsmessungen in den Kantonen Zürich, Schaffhausen und Luzern (1994/1995); Im Auftrag des Amtes für Technische Anlagen (ATAL) Zürich, des Kant. Laboratoriums für Lebensmittelkontrolle und Umweltschutz Schaffhausen und des Amtes für Umweltschutz Luzern.
- Szidat, S., Prevot, A. S. H., Sandradewi, J., Alfarra, M. R., Synal, H. A., Wacker, L. and Baltensperger, U. (2007). Dominant impact of residential wood burning on particulate matter in Alpine valleys during winter. *Geophysical Research Letters* 34(5).